



Universität Augsburg  
Fakultät für Angewandte Informatik  
Institut für Geographie

## Masterarbeit

---

# Satellitengestützte Analyse der Feinstaubkonzentration über Deutschland

---

vorgelegt von

**Anika Rohde**

Februar 2017

Gutachter:

Prof. Dr. Jucundus Jacobeit

Dipl.-Geogr. Thilo Erbertseder

angefertigt am

Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt  
Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum  
Oberpfaffenhofen



gefördert durch  
Bayerisches Staatsministerium für  
Umwelt und Verbraucherschutz



# Vorwort

Ich möchte mich an dieser Stelle bei allen Personen bedanken, die es mir ermöglicht haben diese Masterarbeit zu schreiben und die mich bei der Bearbeitung unterstützt haben.

An erster Stelle möchte ich mich von ganzem Herzen bei meinem Betreuer Thilo Erbertseder bedanken, der mich durch meine Masterarbeit begleitet hat und mir immer mit Rat und Tat bei allen Fragen zur Seite stand. Vielen Dank für die vielen Ratschläge und die Geduld bei allen Herausforderungen im Laufe der Masterarbeit! An nächster Stelle möchte ich mich bei Prof. Dr. Jucundus Jacobeit bedanken, der sich bereit erklärt hat, meine Masterarbeit universitär zu betreuen und mich bei der Gestaltung der Arbeit stets unterstützt hat.

Mein weiterer Dank gilt Prof. Dr. Michael Bittner und Dr. Frank Baier, die mir es ermöglicht haben diese Abschlussarbeit am Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR) zu schreiben. Danke für das Vertrauen und die Unterstützung bei der Bearbeitung des Themas. Diese Masterarbeit wurde im Rahmen des JOSEFINA Projekts erstellt und wurde vom Bayrischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz gefördert. Vielen Dank für die Unterstützung und das Ermöglichen dieser Arbeit.

Als Nächstes möchte ich herzlich Dr. Lars Klüser danken, der mir immer wieder zu allen möglichen Themen Ratschläge gegeben hat und stets ein offenes Ohr für meine Fragen hatte. Ebenso danke ich Miriam Kosmale, die mir bei der Bereitstellung der Daten und auch bei weiteren Fragen stets geholfen hat. Auch ein herzliches Dankeschön an Lisa Küchelbacher und Patrick Hannawald, die mir bei meiner Arbeit sowohl thematisch aber auch handwerklich, insbesondere beim Programmieren eine große Hilfe waren.

Und schließlich möchte ich auch allen weiteren Personen danken, die mich während der Arbeit stets motiviert und mir geholfen haben, die mich unterstützt und mir den Aufenthalt beim DLR mit Freude erfüllt haben. Dazu gehören Maximilian Schwarz, René Sedlak, Alexandra Zuhr, Christoph Wittmann und alle weiteren Mitarbeiter der Abteilung „Atmosphäre“ des Deutschen Fernerkundungsdatenzentrums.

# Inhaltsverzeichnis

<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>IV</b>
<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>VI</b>
<b>1 Einleitung</b>	
1.1 Feinstaub .....	1
1.2 Zentrale Fragestellung.....	3
<b>2 Stand der Forschung.....</b>	<b>5</b>
<b>3 Datengrundlage.....</b>	<b>8</b>
<b>4 Methodik .....</b>	<b>11</b>
<b>5 Ergebnisse</b>	
5.1 Die Aerosol optische Dicke .....	14
5.2 Standort- und monatsabhängige Korrektur der Beziehung zwischen Aerosol optischer Dicke und PM <sub>2.5</sub> .....	21
5.3 Sensitivität gegenüber der relativen Luftfeuchtigkeit und Grenzschichthöhe.....	23
5.4 Untersuchung der Abhängigkeit von PM <sub>2.5</sub> und der Windrichtung.....	26
5.5 Validierung mit in-situ Daten .....	26
5.6 Verteilungsmuster des Feinstaubes.....	35
<b>6 Diskussion der Ergebnisse</b>	
6.1 Beziehung zwischen Aerosol optischer Dicke und bodennaher PM <sub>2.5</sub> -Konzentration	40
6.2 Einfluss meteorologischer Größen.....	45
6.3 Zeitliche und räumliche Variabilität der Feinstaubkonzentration .....	47
<b>7 Zusammenfassung und Ausblick .....</b>	<b>54</b>
<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>57</b>
<b>Anhang.....</b>	<b>62</b>

# Abbildungsverzeichnis

<b>Abb. 1:</b>	PM <sub>2.5</sub> -Emissionen in Deutschland nach Quellkategorie.....	<b>2</b>
<b>Abb. 2:</b>	2D-Histogramm der Aerosol optischen Dicke bei 0.55 µm über der Landoberfläche von MODIS Aqua im Vergleich zu AERONET .....	<b>9</b>
<b>Abb. 3:</b>	Anzahl der durch MODIS erfassten Aerosol optischen Dicke pro Gitterbox .....	<b>15</b>
<b>Abb. 4:</b>	Anzahl der durch MODIS erfassten Aerosol optischen Dicke pro Gitterbox im Untersuchungszeitraum differenziert nach Monat .....	<b>16</b>
<b>Abb. 5:</b>	Mittelwert der Aerosol optischen Dicke im Untersuchungszeitraum differenziert nach Monat.....	<b>17</b>
<b>Abb. 6:</b>	Jahresmittelwerte der Aerosol optischen Dicke im Untersuchungszeitraum .....	<b>18</b>
<b>Abb. 7:</b>	2D-Histogramm der in-situ gemessenen täglichen PM <sub>2.5</sub> -Konzentrationen und der in-situ gemessenen stündlichen PM <sub>2.5</sub> -Konzentrationen im Vergleich zur Aerosol optischen Dicke im Untersuchungszeitraum.....	<b>19</b>
<b>Abb. 8:</b>	Korrekturkarten der Korrekturparameter A und B über Deutschland für den Monat April .....	<b>22</b>
<b>Abb. 9:</b>	2D-Histogramm der in-situ gemessenen PM <sub>2.5</sub> -Konzentrationen im Vergleich zu der Grenzschichthöhe und der relativen Luftfeuchtigkeit.....	<b>25</b>
<b>Abb. 10:</b>	2D-Histogramm der satellitenbasierten PM <sub>2.5</sub> -Konzentration im Untersuchungszeitraum im Vergleich zu der Grenzschichthöhe und der relativen Luftfeuchtigkeit.....	<b>25</b>
<b>Abb. 11:</b>	Windrose am Standort Augsburg LfU .....	<b>27</b>
<b>Abb. 12:</b>	Windrose mit satellitenbasierter PM <sub>2.5</sub> -Konzentration am Standort Augsburg LfU.....	<b>27</b>
<b>Abb. 13:</b>	Häufigkeitsverteilung der PM <sub>2.5</sub> -Konzentration der in-situ Messungen und der satellitenbasierten PM <sub>2.5</sub> -Konzentration vor und nach der Korrektur.....	<b>28</b>
<b>Abb. 14:</b>	2D-Histogramm der berechneten PM <sub>2.5</sub> -Konzentrationen im Vergleich zu den in-situ gemessenen PM <sub>2.5</sub> -Konzentrationen vor und nach der Korrektur .....	<b>30</b>
<b>Abb. 15:</b>	Target Diagramme differenziert nach Monat und Stationshintergrund .....	<b>34</b>
<b>Abb. 16:</b>	Satellitenbasierte mittlere PM <sub>2.5</sub> -Konzentration des Untersuchungszeitraums .....	<b>35</b>

<b>Abb. 17:</b> Monatliche mittlere PM <sub>2.5</sub> -Konzentration der in-situ Messungen differenziert nach den Jahren im Untersuchungszeitraum .....	<b>37</b>
<b>Abb. 18:</b> In-situ Messungen der mittleren PM <sub>2.5</sub> -Konzentration im Monat Januar und entsprechendes Monatsmittel der Lufttemperatur.....	<b>37</b>
<b>Abb. 19:</b> Satellitenbasiertes Monatsmittel der PM <sub>2.5</sub> -Konzentration der Jahre 2003-2014 .....	<b>38</b>
<b>Abb. 20:</b> Satellitenbasiertes Jahresmittel der PM <sub>2.5</sub> -Konzentration der Jahre 2003-2014.....	<b>39</b>
<b>Abb. 21:</b> Monatliches vertikales Aerosol Extinktionsprofil für Juli 2006 und Dezember 2006 über Ispra, Italien.....	<b>41</b>
<b>Abb. 22:</b> Jährlich gemittelte chemische PM <sub>2.5</sub> -Zusammensetzung verschiedener Standorte in Europa, differenziert nach dem Stationshintergrund .....	<b>44</b>
<b>Abb. 23:</b> Schema der Anteile der Feinstaub(PM <sub>10</sub> )-Belastung in Ballungsräumen.....	<b>47</b>
<b>Abb. 24:</b> 30-jähriger Jahresmittelwert des Niederschlags im Zeitraum 1961-1990 über Deutschland.....	<b>48</b>
<b>Abb. 25:</b> Räumliche Verteilung des Braunkohleabbaus und verantwortliche Konzerne in Deutschland und im nahen Ausland.....	<b>49</b>
<b>Abb. 26:</b> Jahresmittelwerte der PM <sub>2.5</sub> -Konzentration der in-situ Messungen, der in-situ Messungen synchron zu den MODIS Aufnahmen und der berechneten PM <sub>2.5</sub> -Konzentration.....	<b>52</b>
<b>Abb. 27:</b> Mittlere Anzahl der Aufnahmen der Aerosol optischen Dicke pro Gitterbox differenziert nach Monat und Jahr .....	<b>53</b>
<b>Abb. 28:</b> Windrose am Standort Berlin Mitte (Brückenstraße).....	<b>64</b>
<b>Abb. 29:</b> Windrose mit satellitenbasierter PM <sub>2.5</sub> -Konzentration am Standort Berlin Mitte (Brückenstraße) .....	<b>64</b>
<b>Abb. 30:</b> Windrose am Standort Hamburg Wilhelmsburg .....	<b>65</b>
<b>Abb. 31:</b> Windrose mit satellitenbasierter PM <sub>2.5</sub> -Konzentration am Standort Hamburg Wilhelmsburg. ....	<b>65</b>
<b>Abb. 32:</b> Windrose am Standort Leipzig West.....	<b>66</b>
<b>Abb. 33:</b> Windrose mit berechneter PM <sub>2.5</sub> -Konzentration am Standort Leipzig West.....	<b>66</b>

# Tabellenverzeichnis

<b>Tab. 1:</b>	Studien bezüglich des Zusammenhangs zwischen der Aerosol optischen Dicke und $PM_{2.5}$ an verschiedenen Standorten zwischen 2000 und 2007 .....	<b>6</b>
<b>Tab. 2:</b>	Mittlere Anzahl der durch MODIS erfassten Aerosol optischen Dicke pro Gitterbox und entsprechender Mittelwert der Aerosol optischen Dicke differenziert nach Monat und Jahr .....	<b>17</b>
<b>Tab. 3:</b>	Ergebnisse der linearen Regression zwischen der Aerosol optischen Dicke (MODIS) und den in-situ gemessenen $PM_{2.5}$ -Konzentrationen, entsprechender Korrelationskoeffizient R, Anzahl der Stationen und Messungen, differenziert nach dem Stationshintergrund .....	<b>20</b>
<b>Tab. 4:</b>	Monatsmittel der Korrekturparameter A und B gemittelt über alle Korrekturstationen im Untersuchungszeitraum .....	<b>22</b>
<b>Tab. 5:</b>	Übersicht der statistischen Kennwerte Mittelwert, Bias, Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme und Standardabweichung aller Hintergrundstationen vor und nach der Korrektur, differenziert nach Monat.....	<b>29</b>
<b>Tab. 6:</b>	Korrelationskoeffizienten R zwischen den berechneten und korrigierten $PM_{2.5}$ -Konzentrationen und den in-situ gemessenen Tagesmittelwerten, differenziert nach Monat und Stationshintergrund .....	<b>32</b>
<b>Tab. 7:</b>	Bias zwischen den berechneten und korrigierten $PM_{2.5}$ -Konzentrationen und den in-situ gemessenen Tagesmittelwerten, differenziert nach Monat und Stationshintergrund .....	<b>32</b>
<b>Tab. 8:</b>	Die Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme zwischen den berechneten und korrigierten $PM_{2.5}$ -Konzentrationen und den in-situ gemessenen Tagesmittelwerten relativ zum Monatsmittelwert, differenziert nach Monat und Stationshintergrund.....	<b>32</b>
<b>Tab. 9:</b>	Standorte und Hintergrundart der Korrekturstationen.....	<b>62</b>
<b>Tab. 10:</b>	Standorte und Hintergrundart der Validierungsstationen .....	<b>63</b>

# Kapitel 1 - Einleitung

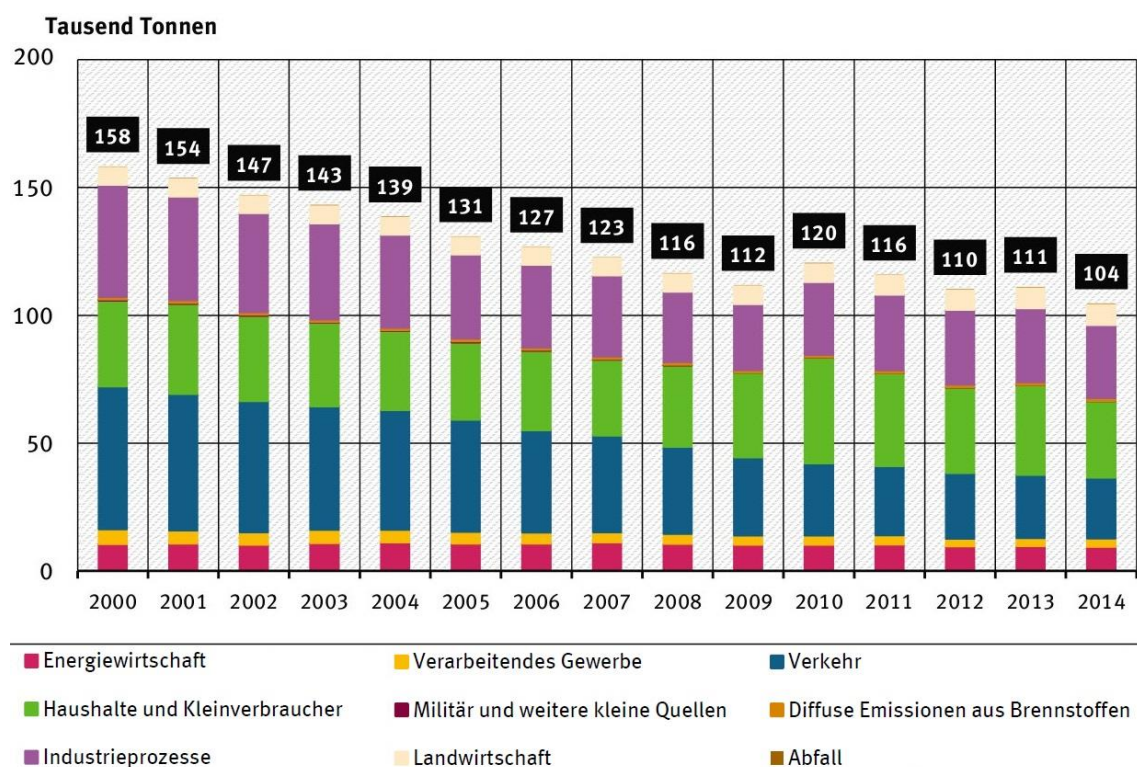
## 1.1 Feinstaub

Die Atmosphäre der Erde ist ein komplexes Gemisch verschiedener Stoffe unterschiedlicher Aggregatzustände. Im Wesentlichen ist die Atmosphäre ein Gasgemisch mit den Hauptkomponenten Stickstoff, Sauerstoff, Argon und Wasser. Aerosole werden als diejenige Komponente definiert, die im festen oder flüssigen Zustand im Gas suspendiert sind, wobei die festen und flüssigen Wasserkomponenten, z. B. in Form von Wolken, von dieser Definition ausgenommen sind. Aerosole treten in verschiedenen Höhen der Atmosphäre auf. Jedoch sind es die bodennahen Aerosole, die einen direkten Einfluss auf unsere Gesundheit haben. Sie gelangen über die Lunge oder über die Haut in den Körper und können diverse gesundheitliche Risiken bergen. Es gibt Aerosole natürlichen Ursprungs, wie z. B. Pollen, Seesalz und Mineralstaub, aber auch Aerosole anthropogenen Ursprungs, wie z. B. Ruß, Abgase und Reifenabrieb.

Mit der zunehmenden Urbanisierung steht die Luftreinhaltung in der Stadt vor großen Herausforderungen. Feinstaub, Stickstoffdioxid und Ozon sind die bedeutendsten Luftschadstoffe urbaner Gebiete. Die physikalischen und chemischen Eigenschaften von Feinstaub hängen von der jeweiligen Quelle ab. Es handelt sich dabei um ein Gemisch aus Partikeln unterschiedlicher Größe organischer als auch anorganischer Substanz. Je nach der Partikelgröße kann Feinstaub in mehrere Kategorien eingeteilt werden. Die grobe Fraktion  $PM_{10}$  umfasst alle Partikel, die einen aerodynamischen Partikeldurchmesser kleiner  $10\text{ }\mu\text{m}$  haben. Bei der kleineren Fraktion  $PM_{2.5}$  liegt die Obergrenze des Partikeldurchmessers bei  $2.5\text{ }\mu\text{m}$  und ist daher eine Teilmenge von  $PM_{10}$ . Schließlich gibt es noch den Ultrafeinstaub, der eine weitere Unterkategorie darstellt, mit einem maximalen Partikeldurchmesser von  $0.1\text{ }\mu\text{m}$ .

Feinstaub entsteht sowohl natürlich als auch anthropogen. Bedeutsame anthropogene Quellen sind der Verkehr, Kraft- und Fernheizwerke, Abfallverbrennungsanlagen, Heizungsanlagen, Schüttgutumschlag und Industrieprozesse. Dabei entsteht Feinstaub durch primäre als auch durch sekundäre Bildung. Nennenswerte natürliche Quellen sind Vulkane, Meere, trockene Böden, Waldbrände sowie abgestorbene und erodierte organische Reste, Pollen, Sporen Bakterien und Viren.

Der primäre Feinstaub wird direkt von den Quellen emittiert. Dazu gehören z. B. Verbrennungsprozesse oder Aufwirbelung vom Boden. Besonders im urbanen Raum spielt der Verkehr bei den Emissionen eine große Rolle. Vorrangig wird aus Dieselmotoren direkt emittiert, wobei insbesondere die schweren Nutzfahrzeuge (Lkws und Busse) einen beträchtlichen Anteil dazu beitragen. Hinzu kommen der Bremsen- und Reifenabrieb sowie die Staubaufwirbelung von der Straßenoberfläche. Auf dem Land spielt aufgrund der Bodenbearbeitung die Landwirtschaft eine große Rolle bei der Freisetzung primären Feinstaubs. Der sekundäre Feinstaub entsteht durch gasförmige Vorläufersubstanzen wie Schwefeldioxide, Stickoxide, Ammoniak und flüchtige Kohlenwasserstoffe. Auch hierbei spielt die Landwirtschaft bei der Freisetzung der Vorläufersubstanzen, wie z. B. Ammoniak bei der Tierhaltung, eine große Rolle (Umweltbundesamt, 2010).



**Abbildung 1:** PM<sub>2.5</sub>-Emissionen in Deutschland nach Quellkategorie. Quelle: Umweltbundesamt, Nationale Trendtabellen für die deutsche Emissionsberichterstattung atmosphärischer Emissionen seit 1990, Emissionsentwicklung 1990 bis 2014 (Stand 03/2016).

Die Feinstaubbelastung ist in den letzten beiden Jahrzehnten deutlich zurückgegangen. Nach Schätzungen des Umweltbundesamtes reduzierten sich die jährlichen PM<sub>2.5</sub>-Emissionen in Deutschland seit 2000 bis 2014 von 158 000 t auf 104 000 t (Abbildung 1). Bei den Angaben handelt es sich jedoch um Hochrechnungen aus Statistiken und Modellen sowie Informationen von Verbänden und Betrieben. Die tatsächlichen Emissionen können insgesamt nicht messtechnisch erfasst werden und können von den Schätzungen abweichen. Laut Umweltbundesamt ist ein Rückgang hauptsächlich auf



technische Umstellungen und Modernisierungen von Industrieanlagen, Umstellung von alten Kohleöfen auf moderne Gasheizungen sowie das Einsetzen von Feinstaubfiltern in Kraftfahrzeugen zurückzuführen. Trotz des eindeutigen Rückgangs gibt es an vielen Messstationen in Deutschland massive Überschreitungen des erlaubten Feinstaubgrenzwertes (Umweltbundesamt).

Die Gefahren des Feinstaubes sind vor allem gesundheitlicher Natur. Es gibt keinen unteren Grenzwert, ab dem eine Feinstaubbelastung nicht gesundheitlich beeinträchtigend wäre. Je nach Größe gelangen die Partikel in unterschiedliche Regionen des Körpers und verbleiben dort unterschiedlich lange. Der Feinstaub wird über die Atemluft in den Körper transportiert und setzt sich in der Lunge ab.  $PM_{2.5}$  kann bis in die Lungenbläschen eindringen und der Ultrafeinstaub dringt von dort aus weiter ein bis in den Blutkreislauf. Von dort gelangen die Partikel dann in weitere Organe des gesamten Körpers und können je nach ihren chemischen Eigenschaften verschiedene Schäden anrichten (Pope III & Dockery, 2006). Bedenklich sind vor allem auch krebserregende polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), die sich an der Oberfläche der Partikel anlagern können und so in den Körper gelangen.

Im Projekt Aphekom wurden die gesundheitlichen Auswirkungen der Luftverschmutzung in 25 europäischen Städten mit insgesamt etwa 29 Millionen Einwohnern untersucht und zusammengefasst (Medina, 2012; Pascal, et al., 2013). Laut dieser Studie führt das Überschreiten des WHO-Leitwertes für den Jahresmittelwert der  $PM_{2.5}$ -Konzentration von  $10 \mu g m^{-3}$  in den untersuchten Städten insgesamt zu etwa 19 000 Sterbefällen pro Jahr. Die Lebenserwartung würde sich bei der Einhaltung dieser Richtlinie bei einer Person im Alter von 30 Jahren um etwa 22 Monate erhöhen. Neben der gesundheitlichen Tragweite des Feinstaubes wirkt sich die Problematik auch auf die Wirtschaft aus. In den 25 Städten entstehen durch die Auswirkungen von Feinstaub Kosten im Gesundheitswesen von 31.5 Milliarden Euro.

In der Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa (Amtsblatt der Europäischen Union, 2008) wurden die Grenzwerte für verschiedene Luftschadstoffe, darunter auch  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$ , festgelegt. Seit 2015 gilt als Grenzwert ein mittlerer Jahreswert von  $25 \mu g m^{-3}$  für die Feinstaubfraktion  $PM_{2.5}$ . Ab 2020 wird der Grenzwert auf  $20 \mu g m^{-3}$  reduziert.

## 1.2 Zentrale Fragestellung

Bisher wird die Feinstaubbelastung nur punktuell an einigen Messstationen kontrolliert. Dadurch erhält man zwar punktuell sehr genaue Ergebnisse, jedoch haben diese Messungen einige Nachteile. Die Ergebnisse sind stark von dem individuellen Standort abhängig und es ergibt sich daher eine

mangelnde Vergleichbarkeit zwischen den Stationen. Die Lage, Ausrichtung und die direkte Umgebung der Messstation müssen bekannt sein, um die Ergebnisse in den richtigen Kontext stellen zu können. Es gilt daher die Frage nach der räumlichen Repräsentativität der einzelnen Messungen. Des Weiteren ist das Netz an Messstationen in Deutschland nicht sehr dicht und man erhält keine Informationen über die Situation zwischen den Stationen. Die Problematik der geringen Repräsentativität der Stationen auf die Fläche kann durch das Loslösen von punktuellen bodengebundenen Messungen erreicht werden. Die satellitengestützte Beobachtung bildet dabei eine Alternative der Fernerkundung um die Feinstaubkonzentrationen einzuschätzen. Eine Kartierung der Feinstaubbelastung mithilfe von Satellitendaten wurde bereits in anderen Ländern, vor allem den USA durchgeführt (Engel-Cox et al., 2004; Gupta & Christopher, 2008). Auch in Europa wurden satellitengestützte Untersuchungen zur Feinstaubbelastung in den Niederlanden (Schaap et al., 2009), sowie in Italien (Di Nicolantonio & Cacciari, 2011) durchgeführt.

Erstmalig soll in dieser Arbeit die räumliche und zeitliche Variabilität der  $PM_{2.5}$ -Konzentration über Deutschland mittels Satellitendaten für einen längeren Untersuchungszeitraum analysiert werden. Es werden dafür alle Beobachtungen des National Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) des Aeronautics and Space Administration (NASA) Satelliten Aqua im Zeitraum 2003 bis 2014 ausgewertet. Dabei wird auch der Einfluss mehrerer meteorologischer Größen auf die Ergebnisse untersucht. Die abgeleiteten  $PM_{2.5}$ -Konzentrationen werden in jährlichen und monatlichen Karten dargestellt, um die zeitliche und räumliche Variabilität über Deutschland zu quantifizieren. Dadurch ergibt sich die flächenhafte Information komplementär zu den in-situ Messungen. Um die Genauigkeit der Methodik abzuschätzen, werden die Ergebnisse punktuell mit in-situ Messungen der Umgebungsluft verglichen.

Darüber hinaus soll getestet werden, ob zwischen verschiedenen Hintergrundtypen, wie z. B. ländlich oder städtisch, differenziert werden kann, bzw. ob es Unterschiede in der Anwendbarkeit des Verfahrens auf verschiedene Regionen und verschiedene Zeiträume gibt. Die Vorteile und Schwächen des Verfahrens werden dabei herausgearbeitet und diskutiert.

## Kapitel 2 - Stand der Forschung

Aufgrund der optischen Eigenschaften des Feinstaubes kann dessen Menge entlang des Weges der solaren Strahlung durch die Atmosphäre abgeschätzt werden. Mit zusätzlicher Information über die vertikale Verteilung der Aerosole kann daher die bodennahe Feinstaubkonzentration über die Aerosol optische Dicke (AOD) abgeleitet werden.

Beim Auftreffen von Strahlung auf Partikel in der Atmosphäre finden neben der Transmission auch Streuung und Absorption statt. Anhand der Strahlungsverhältnisse dieser Prozesse lassen sich Rückschlüsse auf die Eigenschaften der Partikel ziehen. Mithilfe des Lambert-Beer'schen Gesetzes wird die Extinktion der Strahlung (Streuung und Absorption) entlang des Strahlungsweges für eine bestimmte Wellenlänge  $\lambda$  (m) mit der Strahlungsintensität beim Eintritt in die Atmosphäre  $I_0$  ( $\text{W m}^{-2}$ ), der Strahlungsintensität an der Erdoberfläche  $I$  ( $\text{W m}^{-2}$ ) und der optischen Dicke  $\tau$  (hier Aerosol optische Dicke) ermittelt (z.B. Roedel & Wagner, 2011):

$$I(\lambda) = I_0(\lambda)e^{-\tau(\lambda)} \quad (1)$$

Die dimensionslose AOD drückt die exponentielle Abschwächung der Strahlungsintensität beim Durchgang durch die Atmosphäre aus, die durch die darin befindlichen Aerosole verursacht wird. Nimmt also die AOD einen Wert von 1 an, wird die Strahlungsintensität um  $e^{-1}$  verringert, sodass nur noch etwa 37 % der Strahlung die Erdoberfläche erreicht. In dieser Untersuchung bezieht sich die AOD auf die Wellenlänge  $0.55 \mu\text{m}$ . In Deutschland wird die AOD, abgesehen von Extremereignissen, bei dieser Standardwellenlänge nicht größer als 0.4. In Gebieten mit vielen Aerosolen, wie zum Beispiel der Sahara, in der große Mengen an Mineralstaub mobilisiert werden, kann die AOD jedoch auch Werte über 1 annehmen.

Die Beziehung zwischen AOD und  $\text{PM}_{2.5}$  wurde in einer Vielzahl von Studien mittels bodengebundener Messinstrumente (Engel-Cox et al., 2006; Xin et al., 2016; Li et al., 2016), als auch mittels satellitengestützter Messungen untersucht (Engel-Cox et al., 2004; Gupta et al., 2006; Koelemeijer et al., 2006; Van Donkelaar et al., 2006; Di Nicolantonio et al., 2009; Schaap et al., 2009; Van Donkelaar et al., 2010; Tsai et al., 2011; Van Donkelaar et al., 2011). Es wurde festgestellt, dass der Zusammenhang zwischen satellitenbasierter AOD und in-situ Feinstaubkonzentration von Standort zu Standort variiert. Je nach Region haben verschiedene Faktoren eine unterschiedliche Bedeutung für die Ergebnisse. Hoff & Christopher (2009) erstellten in einer Untersuchung eine Übersicht über die einzelnen

Studien über die Beziehung zwischen AOD und der bodennahen Feinstaubkonzentration an verschiedenen Standorten (Tabelle 1). Der Korrelationskoeffizient R zwischen AOD und Feinstaubkonzentration variiert bei den Untersuchungen von 0.40 bis 0.98.

Tsai et al. (2011) führten eine Studie in Taiwan durch, bei der sie satellitengestützte und bodengebundene Daten kombinierten, um die Beziehung zwischen AOD und PM<sub>2.5</sub>-Konzentration zu beschreiben. Dabei stellten sie fest, dass es neben der räumlichen Abhängigkeit auch eine starke saisonale Abhängigkeit der Beziehung gibt, die insbesondere auf die meteorologischen Bedingungen zurückzuführen ist, die die vertikale Verteilung der Aerosole beeinflusst.

Engel-Cox et al. (2004) führten eine Studie in den USA durch, bei der sie die Korrelation zwischen satellitengestützten Messungen der AOD und bodennahem PM<sub>2.5</sub> in unterschiedlichen Teilen der Staaten ermittelten. Sie fanden eine relativ gute Korrelation der beiden Größen im Osten und im mittleren Westen der USA, während die Korrelation im Westen niedrig ausfiel. Aufgrund des verstärkt ariden Klimas im Westen steigt der Beitrag von Mineralstaub an der AOD. Der hellere Untergrund verringert den Kontrast zwischen Erdoberfläche und Aerosol und erschwert die Ermittlung der AOD. Des Weiteren beobachteten sie die Beziehung der Größen während Ereignissen mit starker Rauchbildung und stellten fest, dass die Beziehung durch diese Extremereignisse kaum beeinflusst wird.

**Tabelle 1:** Studien bezüglich des Zusammenhangs zwischen der Aerosol optischen Dicke und PM<sub>2.5</sub> an verschiedenen Standorten zwischen 2000 und 2007. Quelle: Hoff & Christopher, 2009.

Author	Sensor	Date	Region	Number of Ground Monitors	PM <sub>2.5</sub>	Linear Regression	R
Wang	MODIS (Terra)	2002	Alabama	7	PM <sub>2.5</sub> (24 hr) <sup>a</sup>	77.0τ - 0.23	0.67
	MODIS (Aqua)	2002	Alabama	7	PM <sub>2.5</sub> (24 hr) <sup>a</sup>	68.6τ + 1.93	0.76
	Average	2002	Alabama	7	PM <sub>2.5</sub> (24 hr) <sup>a</sup>	72.3τ + 0.85	0.98
Engel-Cox	MODIS	April–September 2002	United States	1338	PM <sub>2.5</sub>	22.6τ + 6.4	0.4
					PM <sub>2.5</sub> (24 hr)	18.7τ + 7.5	0.43
Liu	MISR	2003	St. Louis	22	PM <sub>2.5</sub>	NA	0.8
Engel-Cox	MODIS	July 1 to August 30, 2004	Baltimore	4	PM <sub>2.5</sub>	31.1τ + 5.2	0.65
					PM <sub>2.5</sub> (<PBL)	48.5τ + 6.2	0.65
					PM <sub>2.5</sub> (24 hr)	25.3τ + 11.1	0.57
					PM <sub>2.5</sub> (24 hr < PBL)	64.8τ + 1.76	0.76
Liu	MISR	2001	Eastern United States	346	PM <sub>2.5</sub>		–
Al-Saadi	MODIS	Review	United States		PM <sub>2.5</sub>	62.0τ	NA
Koelemeijer	MODIS	2003	Europe	88 (PM <sub>2.5</sub> )	PM <sub>2.5</sub> <sup>a</sup>	NA	0.63
Kacenenbogen	POLDER	April–October 2003	France	28	PM <sub>2.5</sub>	26.6τ + 13.2	0.7
Gupta	MODIS	February 2000 to December 2005	Southeastern United States	38	PM <sub>2.5</sub>	29.4τ + 8.8	0.62
					PM <sub>2.5</sub> (24 hr)	27.5τ + 15.8	0.52
Hutchison	MODIS	August–November 2003 and 2004	Texas	28	PM <sub>2.5</sub> (August) <sup>a</sup>	68.8τ - 39.9	0.47
					PM <sub>2.5</sub> (September) <sup>a</sup>	59.7τ - 17.2	0.98
Paciorek	GOES-12	2004	United States	Not given	PM <sub>2.5</sub> (24 hr)	NA	0.5
					PM <sub>2.5</sub> (yearly)	NA	0.75
An	MODIS	April 3–7, 2005	Beijing	6	PM <sub>2.5</sub> <sup>a</sup>	31.1τ + 5.1	0.92
Schaap	MODIS	August 2006 to May 2007	Cabauw, Netherlands	1	PM <sub>2.5</sub>	120τ + 5.1	0.72

Notes: <sup>a</sup>Slope and intercept converted from an AOD to PM (A/P) ratio. The P/A ratio is the slope of PM<sub>2.5</sub> to AOD in a linear regression model.

Koelemeijer et al. (2006) sowie Schaap et al. (2009) untersuchten hingegen den Zusammenhang zwischen AOD und  $PM_{2.5}$  im europäischen Raum. Erstere stellten fest, dass es eine starke räumliche und zeitliche Variabilität der beiden Größen gibt, die sich jedoch nicht vollkommen synchron verhält. So gibt es ein deutliches Minimum der AOD in den Wintermonaten, während die saisonale Variabilität der Feinstaubkonzentration nur gering ausfällt. In den Wintermonaten treten vermehrt Niederschläge auf, die den Feinstaub aus der Luft waschen. Jedoch ist die Höhe der Grenzschicht deutlich geringer und der Feinstaub in Bodennähe konzentriert. Diese gegensätzlichen Prozesse unterdrücken das Ausbilden eines Jahresgangs in den Bodenmessungen. Eine stärkere zeitliche Korrelation zwischen AOD und  $PM_{2.5}$  konnte erzielt werden, wenn die Änderung der Grenzschichthöhe und zu einem geringeren Ausmaß auch, wenn das hygroscopische Wachstum der Aerosole berücksichtigt wurde.

Schaap et al. (2009) führten Untersuchungen in den Niederlanden (Cabauw) durch. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass die Einbindung der Grenzschichthöhe keinen Einfluss auf die Beziehung zwischen AOD und  $PM_{2.5}$  hat. Allerdings gibt es einen ausschlaggebenden Unterschied der Variabilität der Grenzschichthöhe im Gegensatz zu anderen Untersuchungsstandorten der Studie von Koelemeijer (2006). Bei dem Standort Cabauw handelt es sich um eine sehr extreme Messumgebung mit sehr niedriger maritimer Grenzschichthöhe und hohem Seesalzanteil. Das tägliche Maximum der Grenzschichthöhe unterliegt über den Niederlanden keiner großen saisonalen Variabilität. Daher ist die Einbindung dieser Größe von geringerer Bedeutung. Weiterführend stellten Schaap et al. fest, dass flache Gewässer zu Fehlern beim Bestimmungsverfahren der AOD führen. Unrealistisch hohe AOD ergaben sich entlang der Küste sowie über Binnengewässer.

Bei Wolkenbedeckung kann die AOD nicht erfasst werden. Daraus ergibt sich eine Problematik bei der Kontinuität der Messdaten und Komplikationen bei einer saisonalen Betrachtung der Werte. Di Nicolantonio et al. (2009) bzw. Di Nicolantonio & Cacciari (2011) erstellten in einer Studie mit Hilfe von satellitengestützten Daten Karten von Norditalien, die den prozentualen Anteil der Feinstaub-Grenzwertüberschreitung innerhalb eines Jahres darstellen. Aufgrund der Datenverfügbarkeit, die durch die Bewölkung deutlich vermindert wurde, wird der Prozentsatz der Überschreitungen jedoch unterschätzt. Innerhalb jeden Monats waren etwa 12-15 Aufnahmen verwendbar und in den Wintermonaten sogar lediglich 3-5.

Darüber hinaus stellten Di Nicolantonio et al. fest, dass die Beziehung zwischen AOD und  $PM_{2.5}$  selbst für jede Station und für jeden Monat variiert und ergänzten zwei Korrekturparameter, die sie für 75 % der Stationen bestimmten. Anschließend wurden die punktuell bestimmten Korrekturparameter räumlich interpoliert und mit den restlichen Stationen validiert. Dabei wurde eine etwa 20-prozentige Unterschätzung der berechneten Feinstaubkonzentration ermittelt.

# Kapitel 3 - Datengrundlage

## Satellitengestützte Daten

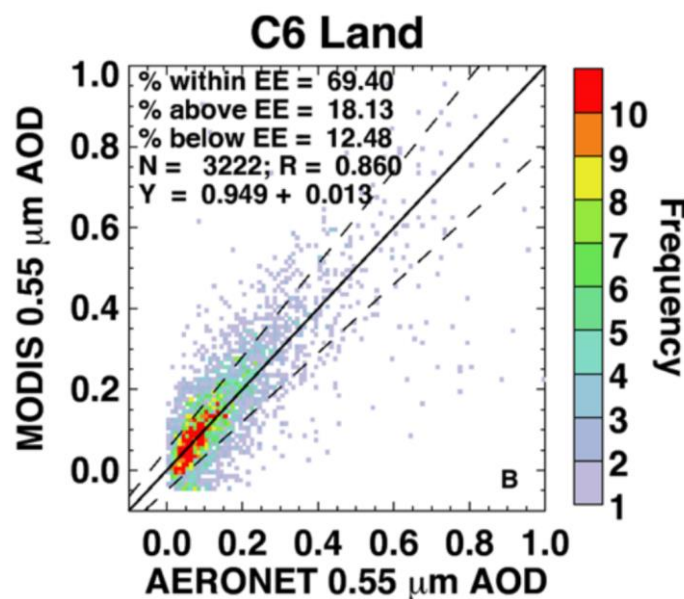
Die für die Untersuchung verwendeten Satellitendaten stammen von dem Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS), der sich auf den Satelliten Terra und Aqua der National Aeronautics and Space Administration (NASA) befindet. Es verfügt über 36 Spektralbänder mit einer räumlichen Auflösung von 250 m bis 1000 m im Nadir (Pagano & Durham, 1993). Das passive Spektorradiometer erfasst das reflektierte und gestreute Sonnenlicht über eine Schwadbreite von 2330 km und liefert äquatorial eine annähernd tägliche Abdeckung. Der Überflug des Aqua Satelliten über Deutschland findet in der Regel zwischen 11:00 Uhr und 13:30 Uhr UTC statt. Aus den Daten, die MODIS liefert werden verschiedene Aerosol Produkte erstellt, darunter auch die Aerosol optische Dicke. Auch nach mehreren Aktualisierungen und Verbesserungen basiert der Algorithmus seit Beginn an nach wie vor auf demselben Grundprinzip (Levy, et al., 2013).

Für die Bestimmung der Aerosol optischen Dicke über der Landoberfläche werden drei Kanäle mit den Wellenlängen 0.47  $\mu\text{m}$ , 0.66  $\mu\text{m}$  und 2.12  $\mu\text{m}$  verwendet. Das Signal in allen drei Kanälen setzt sich ungleichmäßig aus Informationen über die Erdoberfläche und den Aerosolgehalt der Atmosphäre zusammen. Bei dem Verfahren wird mit ‚look-up tables‘ (LUT) gearbeitet, die aus Strahlungstransportsimulationen berechnet wurden und verschiedene Situationen der Aerosole in der Atmosphäre beschreiben. Durch den Vergleich der Strahlungsintensitäten dieser Kanäle mit den LUT kann auf den Zustand der Atmosphäre geschlossen werden und die Streustrahlung der Erdoberfläche und die AOD bei 0.55  $\mu\text{m}$  berechnet werden. Weitere Kanäle werden für die Klassifizierung der Pixel und die Bestimmung der Wolkenmaske verwendet (Kaufman et al., 1997; Chu et al., 2002; Levy et al., 2007b). Eine gute Wolkenmaske ist von großer Notwendigkeit, da die Wolken in verschiedenen Formen auftauchen und die Ergebnisse stark verfälschen können, wenn diese nicht erkannt werden.

Bei dieser Untersuchung werden die Daten des Produktes MODIS Collection 6: Deep Blue/Dark Target des Aqua Satelliten verwendet. Das Paket umfasst die Beobachtungen im Zeitraum von 2003 bis 2014, die bei dieser Untersuchung vollständig ausgenutzt werden. Die Auflösung der AOD liegt bei diesen Daten bei 10 x 10 km. Die Auflösung ist niedriger als die ursprünglichen Aufnahmen des Sensors und ist auf das Berechnungsverfahren zurückzuführen, bei dem mehrere Pixel gruppiert werden. Für diese Untersuchung wurden diese Daten nochmals auf ein Gitter mit Pixelgröße

0.01° x 0.01° verrechnet. Bei der Bestimmung der AOD werden bei diesem Produkt drei verschiedene Algorithmen verwendet, die für verschiedene Oberflächen ausgelegt sind (Levy et al., 2013). Die beiden Dark Target Algorithmen wurden für die Bestimmung der AOD über dunklen Flächen konzipiert und werden in erster Linie einerseits für Landoberflächen mit Vegetationsbedeckung und andererseits für Ozeanflächen verwendet. Der Deep Blue Algorithmus hingegen kann auch auf helle Landoberflächen eingesetzt werden. Die Algorithmen haben jeweils Vor- und Nachteile und daher wird für jedes Pixel einzeln bestimmt, welcher eingesetzt wird.

Levy et al. (2013) führten eine Validierung der von MODIS bestimmten AOD zu in-situ Messungen des AEROSOL ROBOTIC NETWORK (AERONET) durch. AERONET ist ein globales Netzwerk bodengebundener Sonnenphotometer, die die AOD am Standort punktuell messen (Holben et al., 1998). Dabei stellten Levy et al. fest, dass MODIS kleine AOD überschätzt und große AOD unterschätzt. Levy et al. (2013) verglichen die Ergebnisse von MODIS Collection 5 und Collection 6 und erstellten eine Übersicht über die Änderungen und Verbesserungen der Produkte. Die AOD der Collection 6 wurde über einen Untersuchungszeitraum von 6 Monaten mit in-situ Messungen des AERONET validiert. Die Korrelation zwischen den beiden Daten liegt bei  $R = 0.86$  und 69.4 % liegen in dem Fehler von  $\pm (0.05 + 15 \%)$  (Abbildung 2).



**Abbildung 2:** 2D-Histogramm der Aerosol optischen Dicke bei 0.55  $\mu\text{m}$  über der Landoberfläche von MODIS Aqua im Vergleich zu AERONET über einen Untersuchungszeitraum von 6 Monaten (Januar und Juli 2003, 2008 und 2010), berechnet mittels des Collection 6 Algorithmus. Quelle: Levy et al., 2013.

## **Meteorologische Parameter**

Das Europäische Zentrum für mittelfristige Wettervorhersage (ECMWF: European Centre for Medium-Range Weather Forecasts) ist eine unabhängige zwischenstaatliche Organisation, die von 34 Staaten getragen wird. Unter anderem erstellt ECMWF numerische Wettervorhersagen und betreibt Datenarchive. Das Projekt ERA-Interim ist eine Klima-Reanalyse, bei der globale Daten verschiedener meteorologischer Größen konsistent seit 1979 zusammengetragen werden. Für die Reanalyse werden alle verfügbaren Beobachtungsdaten unterschiedlicher Plattformen mit Vorhersagemodellen kombiniert, sodass eine umfangreiche Zusammenstellung beobachteter und prognostizierter Daten entsteht. Dabei werden diese Messdaten in 12-Stunden-Zyklen assimiliert, um die Entwicklung des Zustands der Atmosphäre und der Oberfläche zu simulieren. Dafür wird das ECMWF Integrated Forecast System genutzt, das aus drei vollständig gekoppelten Vorhersagemodellen für Atmosphäre, Landoberfläche und Ozeanwellen besteht (Dee et al., 2011).

Für diese Arbeit wurden Daten der Grenzschichthöhe sowie der Lufttemperatur und der Taupunkttemperatur in 2 m Höhe verwendet. Die Daten einer großen Auswahl an Parametern, darunter auch die hier verwendeten meteorologischen Parameter, liegen in der Reanalyse in einer zeitlichen Auflösung von 3 Stunden vor. Da die Überflugzeit von MODIS Aqua in der Mittagszeit liegt, wurden die Daten für 12:00 Uhr UTC gewählt. Die räumliche Auflösung des Datensatzes liegt bei  $0.75^\circ \times 0.75^\circ$ . Für eine Erfassung von Geländeeinflüssen ist diese Auflösung zu grob. Mittels einer Segmentmitteilung werden alle Parameter des Datensatzes über Deutschland interpoliert und auf das  $0.01^\circ \times 0.01^\circ$  Gitter verrechnet.

## **In-situ Messungen**

Für die Korrektur der Beziehung zwischen Aerosol optischer Dicke und  $PM_{2.5}$ , ebenso wie für die Validierung der Ergebnisse werden in-situ Daten verwendet. Die Europäische Umweltagentur (EEA) sammelt Luftqualitätsdaten von Messstationen aus ganz Europa und veröffentlicht diese in ihrer Datenbank. Das Datenpaket AirBase v8, publiziert am 14. März 2014, enthält u. a. Stunden und Tagesmittel der Feinstaubkonzentrationen  $PM_{2.5}$  und  $PM_{10}$  der Jahre 2003 bis 2012. Weitere Daten für die Jahre 2013 und 2014 sind mit den Datenpaketen Air Quality e-Reporting verfügbar. Hinsichtlich der täglichen  $PM_{2.5}$ -Konzentrationen sind insgesamt Daten von 179 Stationen in Deutschland verfügbar. Die Vollständigkeit dieser Daten ist jedoch von Station zu Station sehr unterschiedlich, sodass die Daten einiger Stationen den Untersuchungszeitraum nur teilweise abdecken. Bei den stündlichen Daten der  $PM_{2.5}$ -Konzentration sind es nur 112 Stationen.



## Kapitel 4 - Methodik

Da Feinstaub zu den Aerosolen der Atmosphäre gehört und in unterschiedlichem Maße zur Aerosol optischen Dicke beiträgt, kann der Säulengehalt des Feinstaubes aus der Aerosol optischen Dicke abgeleitet werden. Da die Feinstaubpartikel näherungsweise kugelförmig sind, kann die Größe der Partikel über einen Radius beschrieben werden. Die Masse aller Feinstaubpartikel  $PM_{2.5}$  ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) in einem trockenen Luftvolumen berechnet sich über die Partikeldichte  $\rho$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ) und das Gesamtvolumen der Partikel mit der Anzahl  $n$  und den Radien  $r$  (m):

$$PM_{2.5} = \frac{4}{3} \pi \rho \int r^3 n(r) dr \quad (2.1)$$

Gleichung 2.1 kann nach der Größenverteilung umgestellt werden:

$$\int r^3 n(r) dr = PM_{2.5} \frac{3}{4 \pi \rho} \quad (2.2)$$

Nach Mie (1908) und Hansen & Travis (1974) ist die über die Größenverteilung integrierte Mie-Extinktionseffizienz  $Q_{\text{ext}}$  definiert durch

$$Q_{\text{ext}} = \frac{\int r^2 Q_{\text{ext}}(r) n(r) dr}{\int r^2 n(r) dr} \quad (3.1)$$

Aus Gleichung 3.1 folgt

$$\int r^2 n(r) dr = \frac{\int r^2 Q_{\text{ext}}(r) n(r) dr}{Q_{\text{ext}}} \quad (3.2)$$

Der Effektivradius ist der repräsentative Radius einer Größenverteilung und definiert durch

$$r_{\text{eff}} = \frac{\int r^3 n(r) dr}{\int r^2 n(r) dr} \quad (4.1)$$

Mit dem Einsetzen von Gleichung 2.2 und 3.2 in die Gleichung 4.1 ergibt sich

$$r_{\text{eff}} = \frac{PM_{2.5} \frac{3}{4 \pi \rho}}{\frac{\int r^2 Q_{\text{ext}}(r) n(r) dr}{Q_{\text{ext}}}} \quad (4.2)$$

bzw.

$$\int r^2 Q_{\text{ext}}(r) n(r) dr = PM_{2.5} Q_{\text{ext}} \frac{3}{4 \pi \rho r_{\text{eff}}} \quad (4.3)$$

Mit dem hygroskopischen Wachstumsfaktor  $f(RH)$ , der von der relativen Luftfeuchtigkeit  $RH$  (%) abhängt, lässt sich die Mie-Extinktionseffizienz  $Q_{\text{ext}}$  aus der Mie-Extinktionseffizienz bei trockenen Bedingungen  $Q_{\text{ext,dry}}$  berechnen. Die Aerosole quellen bei größerer Luftfeuchtigkeit auf, verändern ihre optischen Eigenschaften und folglich die Extinktion der Strahlung an den Partikeln. Die Funktion  $f(RH)$  beschreibt den Faktor, um den sich die Mie-Extinktionseffizienz  $Q_{\text{ext}}$  abhängig von der Luftfeuchtigkeit im Gegensatz zur Mie-Extinktionseffizienz bei trockenen Bedingungen  $Q_{\text{ext,dry}}$  verändert. Es gilt daher

$$Q_{\text{ext}} = f(RH) Q_{\text{ext,dry}} \quad (5)$$

Mittels eines Nephelometers können die optischen Eigenschaften der Aerosole ermittelt werden (Jefferson, 2005). Das Wachstum der Aerosole in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit kann näherungsweise beschrieben werden durch

$$f(RH) = 0.78 \left(1 - \frac{RH}{100}\right)^{-0.26} \quad (6)$$

Die relative Luftfeuchtigkeit  $RH$  (%) lässt sich näherungsweise über die Lufttemperatur  $T_a$  (°C) und Taupunkttemperatur  $T_d$  (°C) berechnen (z. B. Alduchov & Eskridge, 1996)

$$RH = 100 \frac{\exp\left(\frac{a T_d}{b + T_d}\right)}{\exp\left(\frac{a T_a}{b + T_a}\right)} \quad (7)$$

mit  $a = 17.625$  und  $b = 243.04$ .

Die Aerosol optische Dicke berechnet sich aus der gesamten Extinktion integriert über alle Partikel und über die gesamte Mischungsschichthöhe  $H$ (m) (Koelemeijer et al., 2006):

$$\tau = \pi f(RH) \int_0^H \int_0^\infty r^2 Q_{\text{ext,dry}}(r) n(r) dr dz \quad (8)$$

Für die Untersuchung ist die bodennahe Feinstaubkonzentration gesucht. Daher muss der Zustand der Atmosphäre näher bekannt sein, um auf die Konzentration in der untersten Schicht schließen zu können. Da vom Satelliten ein Gesamtsignal über die Luftsäule entlang des Strahlungsweges ermittelt wird und kein vertikales Extinktionsprofil erfasst werden kann, wird eine homogene Verteilung der Aerosole bis zur Grenzschichthöhe angenommen. Mit dieser Vereinfachung und Einsetzen der Gleichung 4.3 in Gleichung 8 ergibt sich der Zusammenhang zwischen  $PM_{2.5}$  und der Aerosol optischen Dicke  $\tau$  (Koelemeijer et al., 2006):

$$PM_{2.5} = \tau \frac{4 \rho r_{\text{eff}}}{3 H f(RH) Q_{\text{ext,dry}}} \quad (9)$$

Für die Parametrisierung des Aerosols werden die Werte des Aerosol-Modells genutzt, die für die LUT und den entsprechenden MODIS-Algorithmen verwendet wurden. Damit ist die Konsistenz der Aerosoleigenschaften bei der Berechnung der Feinstaubkonzentration und der Bestimmung der Aerosol optischen Dicke gegeben. Über Deutschland wird fast ausschließlich von schwach absorbierenden Partikeln ausgegangen (Weakly absorbing - urban/industrial). Der Effektivradius  $r_{\text{eff}}$  beträgt bei dieser Annahme  $0.297 \mu\text{m}$ , die Partikeldichte  $\rho$   $1 \text{ g cm}^{-3}$  und die entsprechende Mie-Extinktionseffizienz bei trockenen Bedingungen  $Q_{\text{ext,dry}}$   $1.172$  (Levy et al., 2007a).

Die Beziehung zwischen Aerosol optischer Dicke und bodennaher Feinstaubkonzentration ist regional und saisonal unterschiedlich, da es sich bei der Aerosolzusammensetzung und Größenverteilung um klimatologische Mittel handelt, die räumlich und zeitlich mitunter stark von der Realität abweichen. Der Zusammenhang wird daher in dieser Arbeit mithilfe von in-situ Stationsdaten räumlich und zeitlich korrigiert. Dazu wird eine monatliche lineare Regression mit 75 % der in-situ Messungen durchgeführt. Daraus ergeben sich zwei Korrekturparameter  $A_{i,j}$  und  $B_{i,j}$  für jede Station  $i$  und jeden Monat  $j$ . Mittels der inversen Distanzgewichtung nach Suominen et al. (2010) werden beide Korrekturparameter über Deutschland räumlich interpoliert. Die Gleichung 9 für die Berechnung der Feinstaubkonzentration wird um die beiden Korrekturparameter erweitert. Dadurch ergibt sich für jede Station und jedem Monat ein individueller Zusammenhang zwischen  $PM_{2.5}$  und  $\tau$ :

$$PM_{2.5} = A_{i,j} \tau \frac{4 \rho r_{\text{eff}}}{3 H f(RH) Q_{\text{ext,dry}}} + B_{i,j} \quad (10)$$

# Kapitel 5 - Ergebnisse

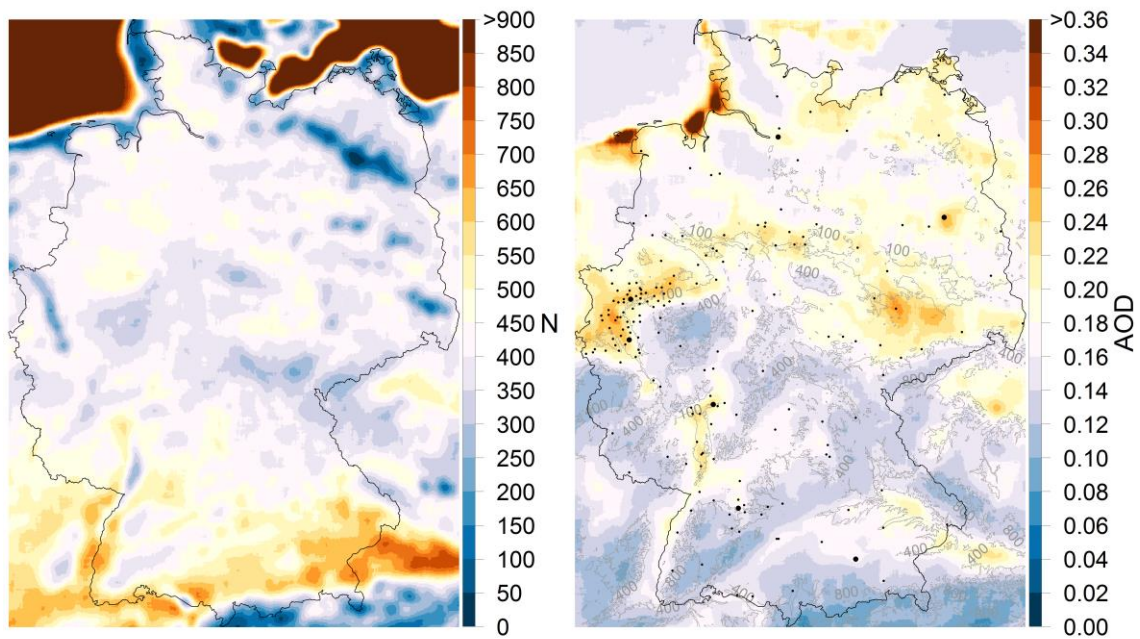
## 5.1 Die Aerosol optische Dicke

### Räumliche Variabilität

Die Erfassung der Aerosol optischen Dicke erfolgt aufgrund verschiedener Faktoren räumlich unterschiedlich oft über Deutschland. Die Anwendbarkeit des Verfahrens ist von der Region und dem Gelände abhängig. Dabei spielen insbesondere die Wolkenbedeckung und die Schneebedeckung der jeweiligen Standorte als limitierende Faktoren eine große Rolle. Im gesamten Untersuchungszeitraum von 2003 bis 2014 konnte die AOD über Deutschland durchschnittlich 415-mal pro Gitterbox erfasst werden. Im Süden wird die AOD in den meisten Gebieten häufiger erfasst als im Norden Deutschlands (Abbildung 3). Wenn die Oberfläche nicht richtig klassifiziert werden kann, kommt es zu starker Beeinträchtigung beim Bestimmungsverfahren und die Anzahl der Beobachtung der AOD sinkt.

Bei dem Bestimmungsverfahren der AOD wird zunächst der prozentuale Anteil der Oberfläche innerhalb einer Gruppierung von Pixeln bestimmt, in der zwischen Landfläche und Wasserfläche differenziert wird. Je nach Klassifizierung wird ein anderer Algorithmus angewendet (Levy et al., 2013). Sobald ein Pixel als Landoberfläche klassifiziert wird, wird der Algorithmus für die Landoberfläche angewendet. Ist die Auswahl an Pixeln jedoch nur mit einem Pixel kontaminiert, das weder eindeutig als Wasser- noch als Landoberfläche eingestuft werden kann (z. B. Küste/Seeufer), wird kein Algorithmus angewendet. Diese Problematik wird über Binnengewässern und an den Küstenregionen deutlich. Insbesondere auf der Mecklenburgischen Seenplatte sinkt die Anzahl der Beobachtungen drastisch. Im gesamten Untersuchungszeitraum von 12 Jahren liegt die Anzahl der Beobachtungen teilweise unter 50. Auch in den Küstenregionen sinkt die Anzahl unter 100.

Weitere Schwierigkeiten zeigen sich in den Gebieten mit komplexem Gelände wie den Alpen, dem Schwarzwald oder dem Harz. In diesen Regionen ist die Häufigkeit von Tagen mit Schneebedeckung, Bewölkung und Nebelbildung weitaus größer und infolgedessen sinkt die Anzahl der Aufnahmen unter 300 pro Gitterbox. Besonders häufig funktioniert die Bestimmung der AOD hingegen über dem Ozean. Da die Oberfläche gleichmäßig und für das Berechnungsverfahren leicht zu klassifizieren ist, und ebenso die Wolkenerkennung deutlich zuverlässiger ist, gibt es über den Ozeanflächen die meisten Aufnahmen mit maximal 1465 Aufnahmen pro Gitterbox.



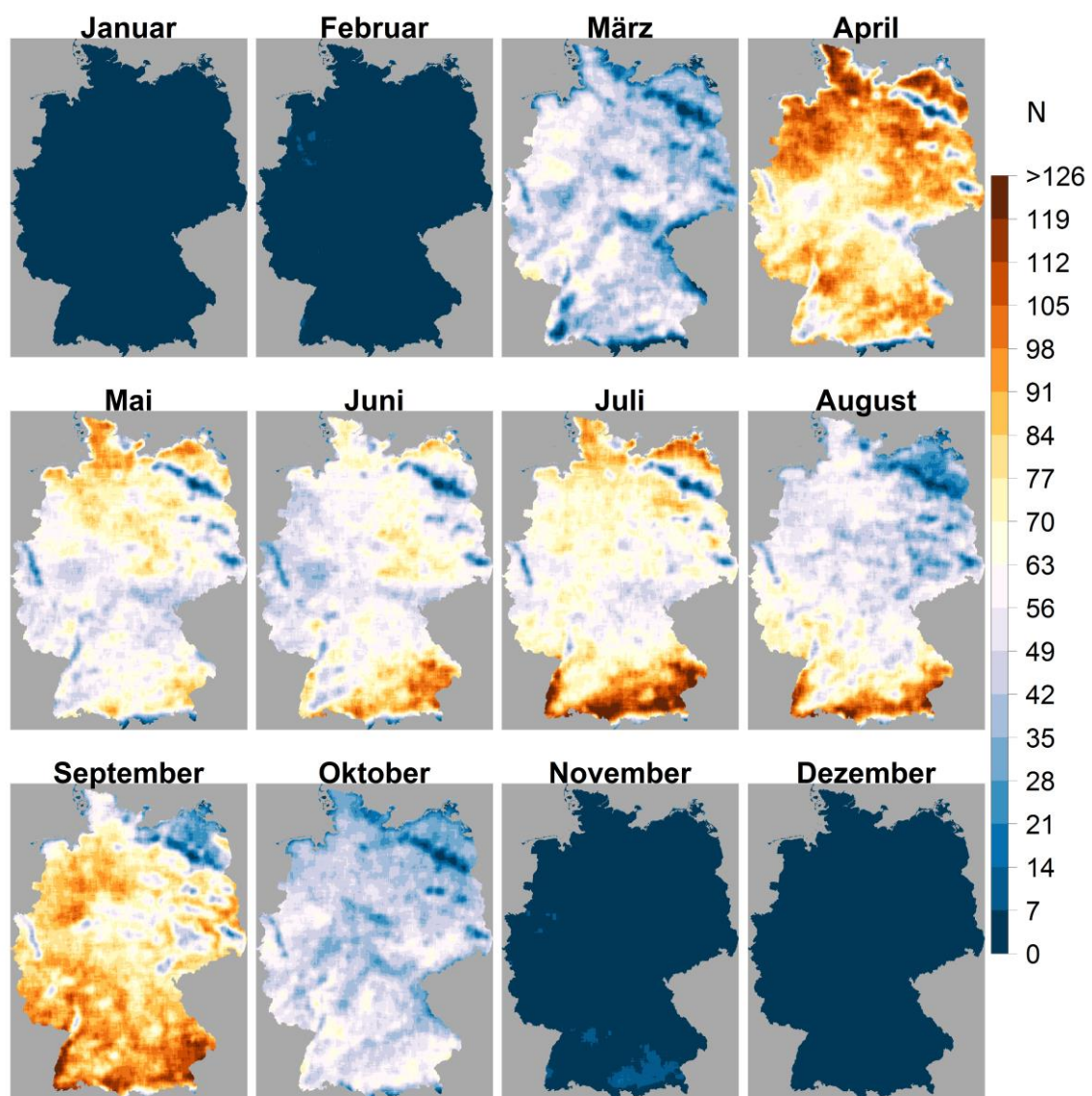
**Abbildung 3:** Anzahl N der durch MODIS erfassten Aerosol optischen Dicke pro Gitterbox im Untersuchungszeitraum 2003-2014 (links) und entsprechender Mittelwert der Aerosol optischen Dicke mit Höhenlinien und Städten mit Bevölkerungszahl größer 50000 (rechts).

Über den gesamten Untersuchungszeitraum beträgt das Mittel der AOD über Deutschland 0.17. Auch der Betrag variiert räumlich stark und wird von Gelände und Flächennutzung beeinflusst. Es zeigt sich eine markante Übereinstimmung mit der Orographie. Höhere Werte können in Kessellagen und Tälern, z. B. im Rheingraben oder an der Donau, beobachtet werden. Zudem gibt es ein deutliches Nord-Süd-Gefälle, wobei die nördliche Hälfte meist Werte über 0.16 aufweist. In höheren Lagen, vor allem im Gebirge, treten deutlich niedrigere AOD auf. Die Alpen, der Schwarzwald, die schwäbische Alb, oder auch der Harz setzen sich mit besonders niedrigen Werten unter 0.14 von den Ergebnissen ab. Neben den orographischen Einflüssen kann eine weitere Übereinstimmung mit der Besiedlungsdichte beobachtet werden. Deutlich höhere Werte treten vor allem in der Umgebung Berlin, Halle/Leipzig, im Ruhrgebiet und weiterer einzelner Städte auf.

In den Küstenregionen, insbesondere an der Nordsee, kommt es zu sehr hohen Werten. Auch hier handelt es sich vermutlich um einen Fehler, der auf die Klassifizierung zurückzuführen ist. Bei der Klassifizierung der Oberfläche handelt es sich um eine starre Land-See-Maske. Die Gezeiten werden dabei nicht berücksichtigt, sodass das Watt bei Ebbe ebenfalls als Wasserfläche klassifiziert wird. Das Berechnungsverfahren geht daher von falschen Oberflächeneigenschaften aus und es kommt zu fehlerhaften Werten. Die AOD weist daher entlang der Küste unrealistische Werte auf und muss daher von den Ergebnissen ausgeschlossen werden.

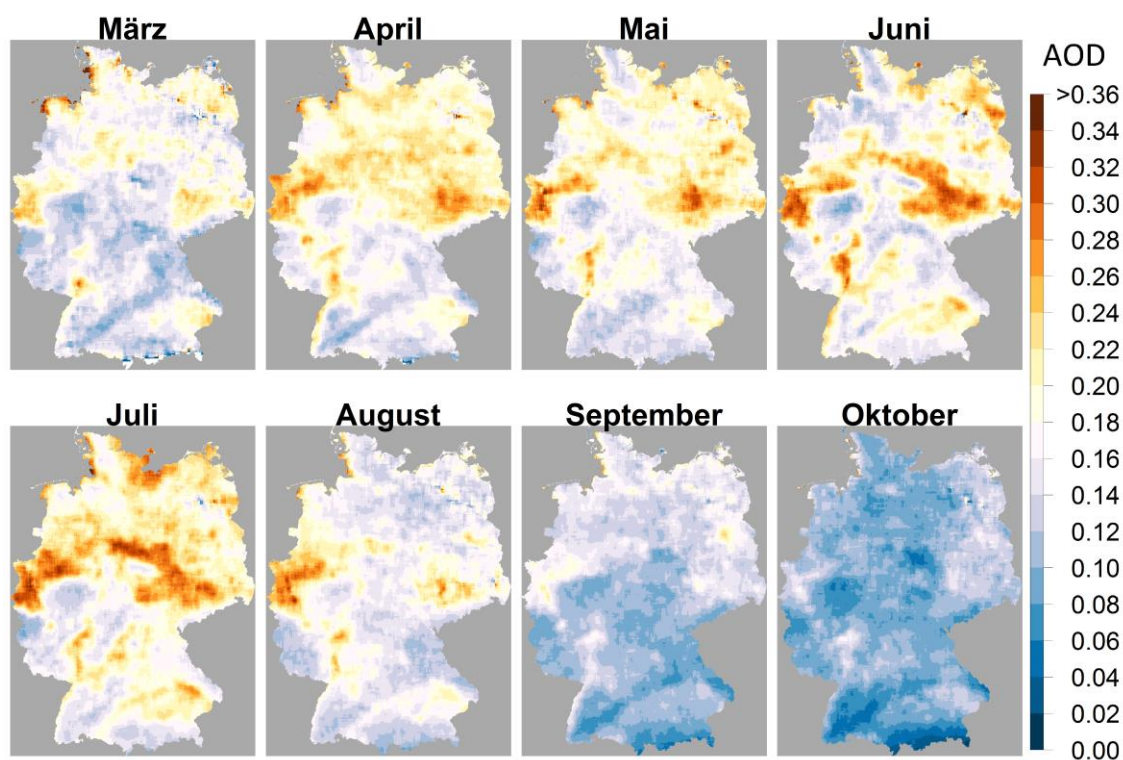
### Zeitliche Variabilität

Die Berechnung der Aerosol optischen Dicke wird von den herrschenden meteorologischen Bedingungen beeinflusst. Da die Jahreszeiten von verschiedenen meteorologischen Zuständen geprägt werden, kann die AOD im Jahresverlauf unterschiedlich gut erfasst werden. Die Bewölkung und die Schneebedeckung sind dabei mit Abstand die größten limitierenden Faktoren. In den kühleren Monaten von November bis Februar sind nahezu keine Daten über die AOD verfügbar. Es gibt in diesen Monaten nur wenige Gitterboxen, für die mehr als 7 Aufnahmen für den gesamten Untersuchungszeitraum existieren (Abbildung 4). Demnach fallen die Wintermonate aufgrund geringer Datenmenge aus der Untersuchung heraus.



**Abbildung 4:** Anzahl der durch MODIS erfassten Aerosol optischen Dicke pro Gitterbox im Untersuchungszeitraum 2003-2014 differenziert nach Monat.





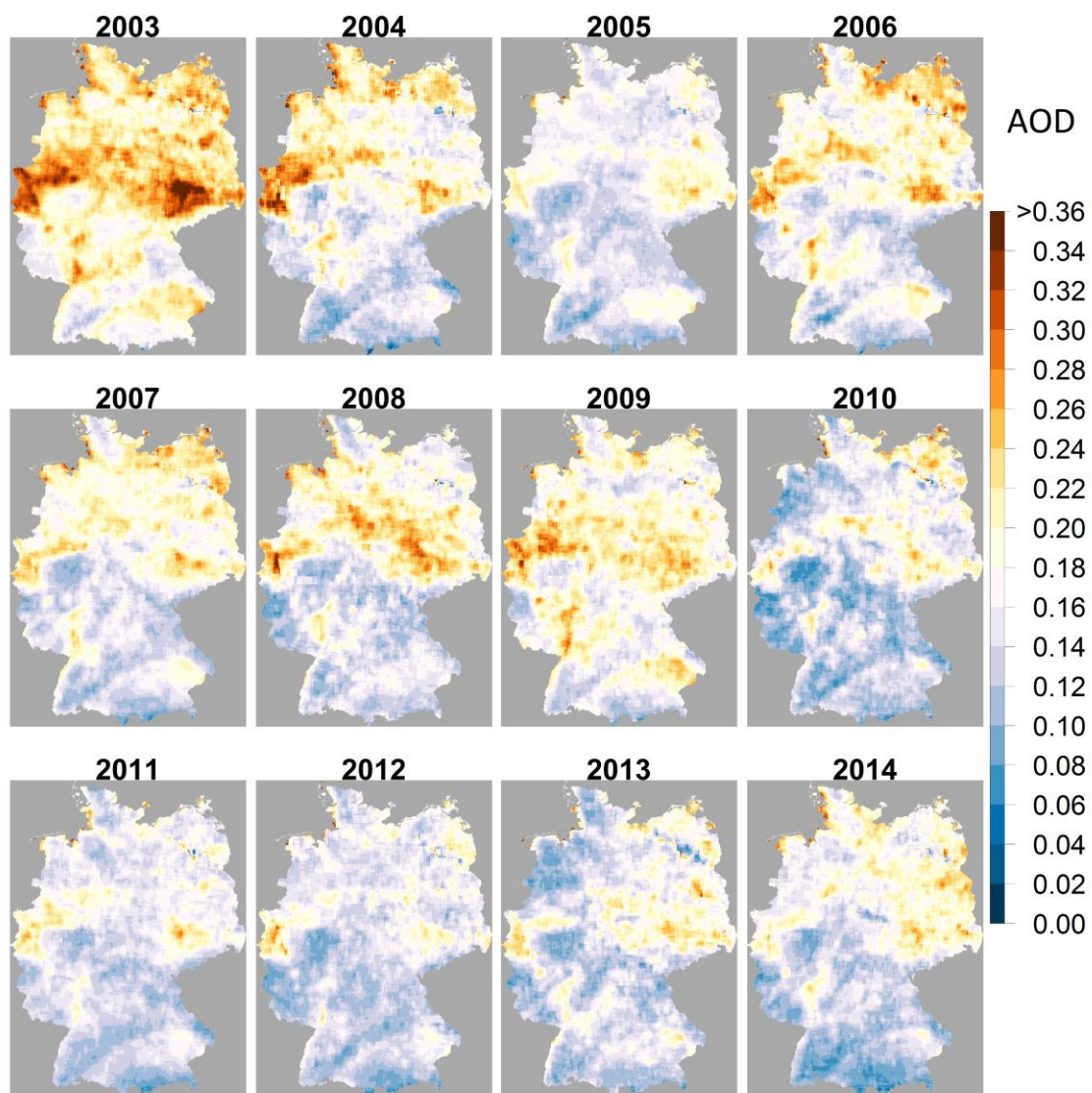
**Abbildung 5:** Mittelwert der Aerosol optischen Dicke im Untersuchungszeitraum 2003-2014 differenziert nach Monat.

**Tabelle 2:** Mittlere Anzahl N der durch MODIS erfassten Aerosol optischen Dicke pro Gitterbox und entsprechender Mittelwert  $\mu$  der Aerosol optischen Dicke im Untersuchungszeitraum 2003-2014 differenziert nach Monat und Jahr.

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
$\mu$	-	-	0.16	0.19	0.18	0.19	0.20	0.17	0.13	0.10	-	-
N	0	1	44	81	62	60	70	57	77	45	3	0
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
$\mu$	0.22	0.18	0.16	0.18	0.17	0.17	0.19	0.15	0.15	0.15	0.15	0.16
N	44	26	46	40	42	27	34	29	42	32	26	28

Im Laufe des Jahres ändern sich die räumlichen Muster der AOD in der Art, dass die Standorte mit hoher Belastung zu den einzelnen Monaten unterschiedliche Ausmaße relativ zum Monatsmittelwert zeigen (Abbildung 5). Beispielsweise ist um Berlin eine größere AOD von April bis September erkennbar, nicht jedoch im März und Oktober. In der oberrheinischen Tiefebene treten höhere Werte im März und April vor allem im Gebiet um Mannheim auf. Im späteren Verlauf des Jahres weist das

Gebiet um Frankfurt am Main deutlich höhere Werte auf. Die Region um Leipzig (Sachsen) ist in allen Monaten von deutlich höherer AOD geprägt. Vor allem in den Monaten Juni und Juli sind auch in Sachsen-Anhalt deutlich erhöhte Werte der AOD erkennbar. Die Einflüsse des Reliefs und der Ballungsräume sind in jedem Monat deutlich zu erkennen. Der Kontrast wird jedoch zu den Sommermonaten hin stärker und die durchschnittliche AOD nimmt zu. Innerhalb des Zeitraums der vorliegenden Daten erreicht im Juli die AOD mit einem Mittelwert von 0.20 das Maximum und im Oktober mit 0.10 das Minimum (Tabelle 2).



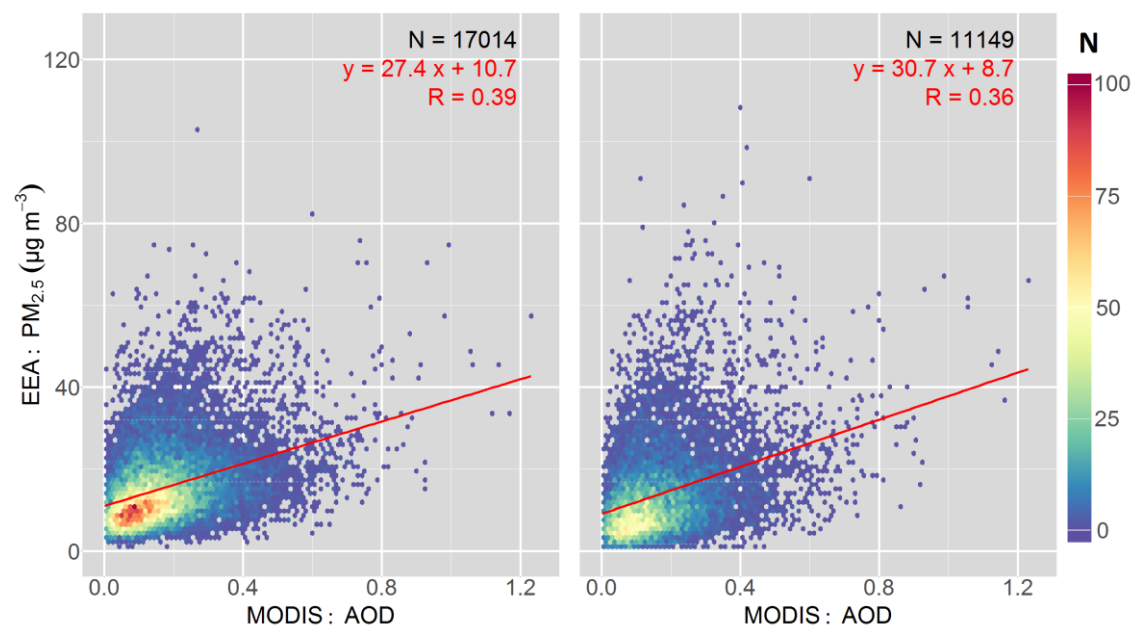
**Abbildung 6:** Jahresmittelwerte der Aerosol optischen Dicke im Untersuchungszeitraum 2003-2014.



Die Beobachtung der AOD erfährt nicht nur eine starke annuelle Schwankung, sondern auch eine interannuelle. Diese Schwankungen hängen von Großwetterlagen und vereinzelt von Extremereignissen ab. Durchschnittlich erhält man über Deutschland pro Gitterbox etwa 35 Beobachtungen im Jahr. 2004 und 2013 sank jedoch die durchschnittliche Erfassung der Gitterboxen auf lediglich 26. Aus der Zeitreihe sticht vor allem das Jahr 2003 hervor. In Sachsen und im Ruhrgebiet übersteigt die AOD im Jahresmittel den Wert 0.36. Etwas schwächer, jedoch ebenso überdurchschnittlich hoch, ist die AOD in 2004. Die mittlere AOD in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraums fällt deutlich niedriger aus. Sieht man von dem Jahr 2009 ab, liegen die Werte außerhalb der Ballungsgebiete meist unter 0.2 (Abbildung 6).

### Beziehung zwischen Aerosol optischer Dicke und bodennaher PM<sub>2.5</sub>-Konzentration

Um die Beziehung zwischen Aerosol optischer Dicke und bodennaher Feinstaubkonzentration näherungsweise zu beschreiben, wird ein linearer Zusammenhang angenommen. Die lineare Regression der AOD von MODIS mit der PM<sub>2.5</sub>-Konzentration der in-situ Stationen zeigt den Zusammenhang der beiden Größen (Abbildung 7). Werden nur Stationen der Hintergrundkonzentration betrachtet, „verbessert“ sich der Korrelationskoeffizient  $R = 0.37$  auf  $R = 0.39$  (Tabelle 6). Bei der Korrelation zwischen stündlichen PM<sub>2.5</sub> in-situ Messungen um 12 Uhr UTC mit der AOD von MODIS verschlechtert sich jedoch der Zusammenhang auf  $R = 0.36$  im Gegensatz zu den Tagesmittelwerten der in-situ gemessenen PM<sub>2.5</sub>-Konzentration.



**Abbildung 7:** 2D-Histogramm der in-situ gemessenen täglichen PM<sub>2.5</sub>-Konzentrationen (links) und der in-situ gemessenen stündlichen PM<sub>2.5</sub>-Konzentrationen (rechts) im Vergleich zur Aerosol optischen Dicke im Untersuchungszeitraum 2003-2014.

Für die Stationen der unterschiedlichen Hintergründe (urban, suburban, rural) ergeben sich unterschiedliche Werte für den Korrelationskoeffizienten R. Die „beste“ Übereinstimmung erhält man bei der Betrachtung ruraler Hintergrundstationen mit  $R = 0.40$ . Den schwächsten Zusammenhang zeigen die suburbanen Stationen mit  $R = 0.36$ . Die Differenz der Korrelationskoeffizienten ist jedoch so gering, dass man von keinem signifikanten Unterschied zwischen den Hintergründen sprechen kann. Das Ergebnis der linearen Regression ist die Funktion  $PM_{2.5} = 27.4 \tau \mu g m^{-3} + 10.7 \mu g m^{-3}$ , die den Zusammenhang zwischen  $PM_{2.5}$  und AOD beschreibt und mit vergleichbaren Untersuchungen an anderen Standorten übereinstimmt (Engel-Cox et al., 2004; Kacenelenbogen et al., 2006; Gupta & Christopher, 2008; An et al., 2007).

**Tabelle 3:** Ergebnisse der linearen Regression zwischen der Aerosol optischen Dicke (MODIS) und den in-situ gemessenen  $PM_{2.5}$ -Konzentrationen, entsprechender Korrelationskoeffizient R, Anzahl der Stationen und Messungen, differenziert nach dem Stationshintergrund.

	Lineare Regression	R	Stationen	Messungen
<b>Alle Stationen</b>	$PM_{2.5} = 26.8 \tau \mu g m^{-3} + 11.8 \mu g m^{-3}$	0.37	179	28500
<b>Hintergrundstationen</b>	$PM_{2.5} = 27.4 \tau \mu g m^{-3} + 10.7 \mu g m^{-3}$	0.39	107	17014
<b>urban</b> (Hintergrundstationen)	$PM_{2.5} = 26.6 \tau \mu g m^{-3} + 11.5 \mu g m^{-3}$	0.38	49	8492
<b>suburban</b> (Hintergrundstationen)	$PM_{2.5} = 26.1 \tau \mu g m^{-3} + 11.6 \mu g m^{-3}$	0.36	30	4289
<b>rural</b> (Hintergrundstationen)	$PM_{2.5} = 26.5 \tau \mu g m^{-3} + 8.9 \mu g m^{-3}$	0.40	28	4233

In Gleichung 9 wird der Zusammenhang zwischen AOD und bodennaher Feinstaubkonzentration in Abhängigkeit von der Grenzschichthöhe und der relativen Luftfeuchtigkeit beschrieben. Die beiden meteorologischen Größen variieren sowohl räumlich als auch zeitlich. Für die Berechnung der Feinstaubkonzentration nach Gleichung 9 wurden hierzu die flächenaufgelösten täglichen Daten der Grenzschichthöhe und der relativen Luftfeuchtigkeit der ECMWF Reanalyse verwendet. Die berechneten Feinstaubkonzentrationen unter der Berücksichtigung dieser beiden Variablen korrelieren stärker mit den in-situ gemessenen Feinstaubkonzentrationen als die AOD allein. Der Korrelationskoeffizient erhöht sich bei der Untersuchung der Daten aller Hintergrundstationen von  $R = 0.39$  auf  $R = 0.51$ .

Trotz der Berücksichtigung der physikalisch-optischen Eigenschaften des Aerosols und der meteorologischen Größen liegt die berechnete Feinstaubkonzentration deutlich über den gemessenen Werten der EEA in-situ Stationen. Mit einem Mittelwert von  $30.8 \mu g m^{-3}$  und einem Mittelwert der Messstationen von  $15.2 \mu g m^{-3}$  werden die in-situ Messungen um mehr als 100 % überschätzt. Am größten ist die Abweichung im Sommer mit einem Bias im Juli von  $20.42 \mu g m^{-3}$ . Den kleinsten Bias

erhält man in den kühleren Monaten März und Oktober ( $11.66 \mu\text{g m}^{-3}$  und  $11.80 \mu\text{g m}^{-3}$ ). Auch die Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme (RMSE) und die Standardabweichung ist zum Mittelwert der Feinstaubkonzentration vergleichsweise hoch. Über die Monate März bis Oktober gemittelt ergibt sich für den RMSE ein Wert von  $25.79 \mu\text{g m}^{-3}$ . Der RMSE ist im Mai und im Juli besonders hoch mit  $29.98 \mu\text{g m}^{-3}$  und  $28.56 \mu\text{g m}^{-3}$ . Die Standardabweichung liegt bei der Mittelung über die Monate März bis Oktober und über alle Stationen bei  $23.64 \mu\text{g m}^{-3}$  und hat die größten Werte im Frühjahr. Im März beträgt die mittlere Standardabweichung aller Stationen  $26.62 \mu\text{g m}^{-3}$  und im Mai  $26.51 \mu\text{g m}^{-3}$ .

## 5.2 Standort- und monatsabhängige Korrektur der Beziehung zwischen Aerosol optischer Dicke und $\text{PM}_{2.5}$

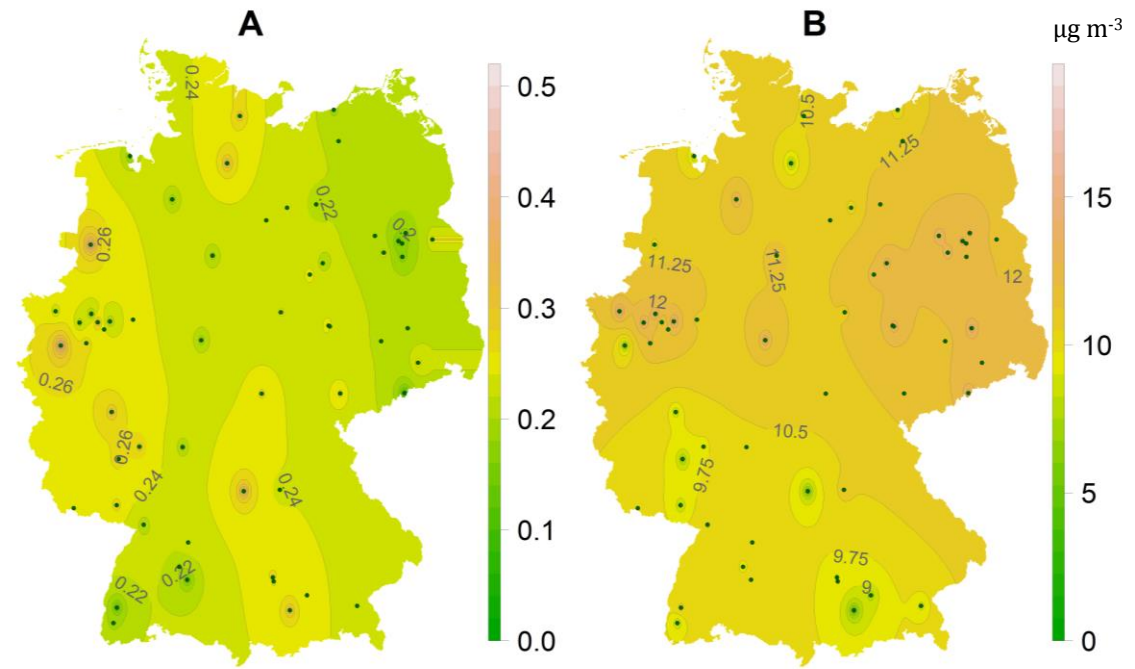
Die Aerosol optische Dicke beinhaltet Beiträge aller Aerosole entlang des Strahlungsweges. Da die Aerosolzusammensetzung und die Verteilungsmuster zeitlich und räumlich variieren, verändert sich der Anteil der bodennahen Feinstaubkonzentration an der Aerosol optischen Dicke räumlich über Deutschland sowie im Verlaufe des Jahres. Die zeitlich und räumlich konstanten Aerosolparameter entsprechend den Annahmen in der MODIS AOD-Bestimmungsmethode nach Levy et al. (2007a) sind eine Näherung für den Aerosoltyp, können die variierende Zusammensetzung jedoch nicht ausreichend beschreiben. Um die Beziehung an den jeweiligen Standorten und dem saisonalen Charakter anzupassen, wird eine Korrektur der Beziehung zwischen AOD und bodennaher Feinstaubkonzentration für jede Station und jeden Monat nach Gleichung 10 durchgeführt.

Da von November bis Februar nur geringe bis keine Daten über die AOD vorliegen, wurde die Korrektur des Zusammenhangs mit  $\text{PM}_{2.5}$  lediglich für die Monate März bis Oktober durchgeführt. Aufgrund variierender Datenverfügbarkeit der Messstationen und der entsprechend variierenden Repräsentativität der Daten, werden die Korrekturparameter nach ihrer Berechnung nochmals bereinigt. Da Deutschland vergleichsweise zu anderen Gebieten mit extremeren Kontrasten (z. B. bezüglich Flächennutzung oder Orographie) eine eher homogene Verteilung des Aerosoltyps und keine dramatische Variabilität der Grenzschichthöhe hat, kann näherungsweise von einer Normalverteilung der Korrekturparameter um ein Mittel ausgegangen werden. Daher werden die Korrekturparameter der jeweiligen Monate, deren Differenz zum Mittelwert aller Stationsparameter größer als das Zweifache der Standardabweichung der Parameter ist, von der Korrektur und der späteren Datenauswertung ausgeschlossen. Es ergeben sich so 58 Korrekturstationen und 19 Validierungsstationen, die räumlich möglichst gleichmäßig verteilt sind und in Bezug auf die verschiedenen Stationstypen im selben Verhältnis stehen. Genauere Angaben zu den Stationen können dem Anhang entnommen werden.

Die so berechneten Feinstaubkonzentrationen berücksichtigen die konstanten physikalisch-optischen Eigenschaften des Aerosols, die zeitlich und räumlich variierenden meteorologischen Parameter Grenzschichthöhe und relative Luftfeuchtigkeit, als auch die standortabhängigen und monatlich variierenden Korrekturparameter  $A_{ij}$  und  $B_{ij}$  (Gleichung 10). Die starke Überschätzung der Werte soll bei der Korrektur durch das Herabsetzen der Werte beseitigt werden. Für die einzelnen Monate ergeben sich dabei jahreszeitlich bedingt unterschiedliche Korrekturparameter (Tabelle 4).

**Tabelle 4:** Monatsmittel der Korrekturparameter A und Korrekturparameter B ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) gemittelt über alle Korrekturstationen im Untersuchungszeitraum 2003-2014.

	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
A	0.341	0.234	0.126	0.125	0.090	0.109	0.124	0.211
B ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	13.93	10.87	8.70	7.46	9.54	8.60	10.40	11.16



**Abbildung 8:** Korrekturkarten der Korrekturparameter A und B ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) über Deutschland für den Monat April.

Der Korrekturparameter A nimmt Werte von durchschnittlich 0.09 im Juli bis durchschnittlich 0.34 im März an. In erster Linie bestimmt der Parameter A in welchem Ausmaß die Feinstaubkonzentrationen variiert. Der Korrekturparameter B erreicht das Minimum im Juni mit  $7.46 \mu\text{g m}^{-3}$  und das Maximum ebenfalls im März mit  $13.93 \mu\text{g m}^{-3}$ . Der Parameter B gibt die Untergrenze der vom Satelliten abgeleiteten Feinstaubkonzentration der jeweiligen Monate an. Näherungsweise zeigt dieser also eine Einschätzung der Hintergrundbelastung. Die real gemessenen Werte an den Bodenstationen können jedoch auch unter dem Regressionsergebnis liegen. Das Minimum beider Parameter in den wärmeren Monaten zeigt, dass die berechneten Werte im Sommer durch die Korrektur stärker gesenkt werden, als in den kühleren Monaten. Das bedeutet, dass dieselbe AOD in den kühleren Monaten zu einer höheren  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration als im Sommer führt.

Um nicht nur eine punktuelle Korrektur an den Korrekturstationen zu erhalten, sondern eine Flächendeckung zu erreichen, werden die Korrekturparameter über die gesamte Fläche Deutschlands mittels der inversen Distanzgewichtung (Suominen et al., 2010) räumlich interpoliert. Das Ergebnis sind insgesamt zwei Korrekturkarten der beiden Korrekturparameter für jeden Monat (Abbildung 8). Mit diesen Karten werden anschließend erneut  $\text{PM}_{2.5}$  mittels der Gleichung 10 unter Einbeziehung der meteorologischen Parameter berechnet.

Die Korrekturkarten der Korrekturparameter A und B zeigen untereinander unterschiedliche räumliche Muster. Parameter A zeigt über Deutschland im Verlaufe des Jahres keine Eindeutige Tendenz. Die Stationen weisen je nach Monat teilweise abwechselnd Werte unterhalb oder oberhalb des Mittelwerts auf. Der Korrekturparameter B hingegen zeigt ausgenommen von den Monaten März, Juni, und Juli ein deutliches Ost-West- und Nord-Süd-Gefälle. Besonders hoch fällt der Korrekturparameter in der Umgebung Berlin, im Ruhrgebiet und um die Messstation Halle aus.

### 5.3 Sensitivität gegenüber der relativen Luftfeuchtigkeit und Grenzschichthöhe

Die beiden meteorologischen Parameter Grenzschichthöhe (H) und relative Luftfeuchtigkeit (RH), die in Gleichung 9 bzw. 10 eingehen, werden auf Ihren Einfluss auf die abgeleitete Feinstaubkonzentration untersucht. Dafür werden diese einerseits mit in-situ Messungen der Feinstaubkonzentration verglichen (Abbildung 9) und andererseits mit der berechneten und korrigierten Feinstaubkonzentration (Abbildung 10) abgeglichen.

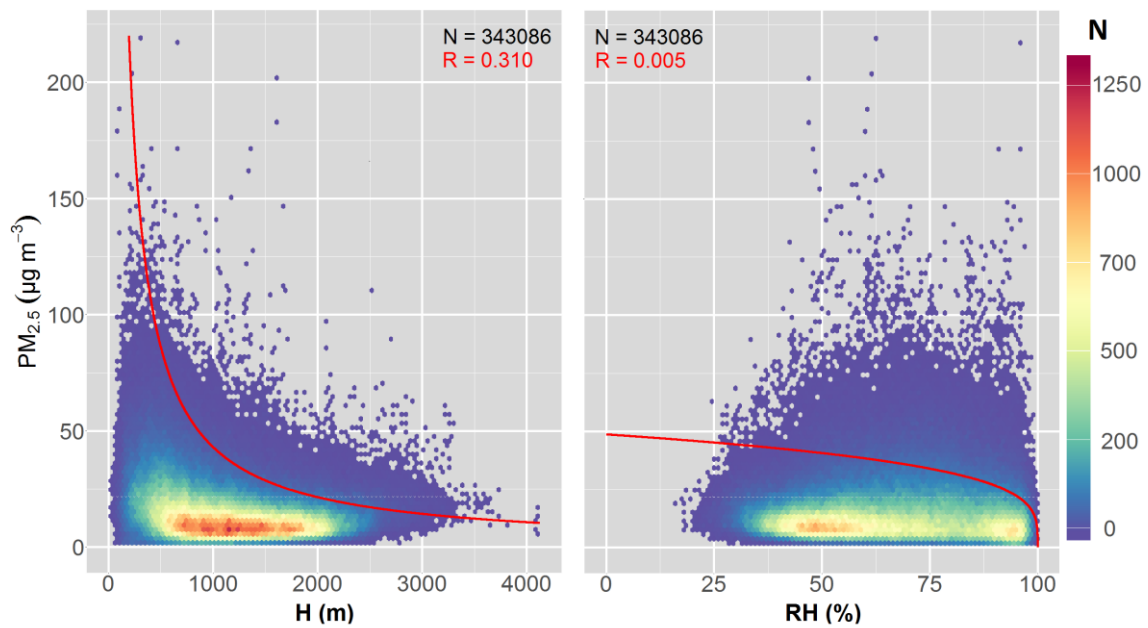
Die relative Luftfeuchtigkeit und die Grenzschichthöhe variieren sowohl räumlich, als auch im Verlaufe des Jahres. Die über Deutschland und über den Untersuchungszeitraum gemittelte Grenzschichthöhe ist im Winter am niedrigsten. Von November bis Januar beträgt sie nur knapp über

500 m. Von Mai bis Juni ist die Grenzschichthöhe am größten. Der Mittelwert liegt etwa bei 1346 m und erreicht dort das Maximum bei 1635 m. Über dem Meer hat man die niedrigste Höhe, während die Grenzschicht über Gebirgen am Mächtigsten ist. Daher weist die Grenzschichthöhe ein Süd-Nord Gefälle auf. Die relative Luftfeuchtigkeit zeigt einen weniger ausgeprägten Jahresverlauf. Das Maximum hat die relative Luftfeuchtigkeit im Winter und übersteigt im Mittel nicht 88 %. Ab April bis August ist die mittlere relative Luftfeuchtigkeit am kleinsten und weist ein Minimum bei 46 % auf. Die räumliche Variabilität der Grenzschichthöhe ist unter anderem von der Orographie abhängig.

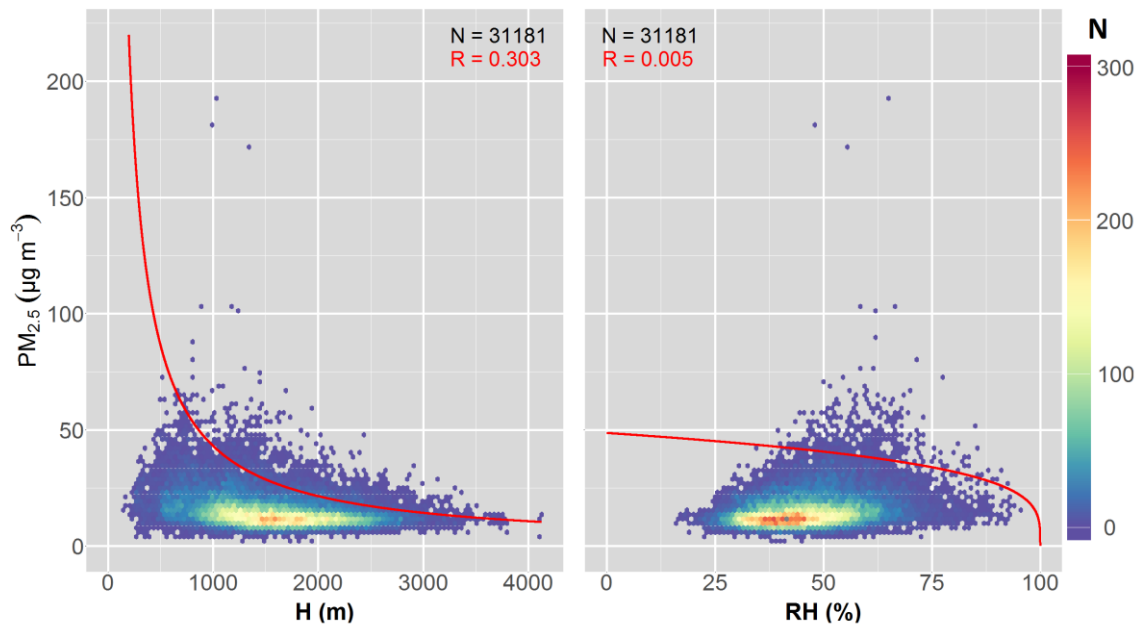
Bei gleicher AOD, treten größere Feinstaubkonzentrationen auf, je niedriger die Grenzschichthöhe ist. Abbildung 9 und 10 zeigen in rot den theoretischen Verlauf der  $PM_{2.5}$ -Konzentration bei einem konstanten Wert der AOD (Mittelwert: 0.19) und konstanter relativen Luftfeuchtigkeit (Mittelwert: 65.8 %) auf der linken Seite und konstanter Grenzschichthöhe (Mittelwert: 1168.7 m) auf der rechten Seite. Es herrscht eine gegensätzliche Beziehung zwischen Feinstaubkonzentration und Grenzschichthöhe, wobei bei niedriger Grenzschichthöhe sehr hohe Feinstaubkonzentrationen auftreten. Bei einer Höhe unter 1000 m steigt die  $PM_{2.5}$ -Konzentration schnell über  $50 \mu g m^{-3}$ , bei 500 m über  $100 \mu g m^{-3}$  und bei unter 250 m überschreitet die Konzentration sogar  $200 \mu g m^{-3}$ . Der ähnliche Verlauf der angepassten Kurve und der  $PM_{2.5}$ -Konzentration lässt auf eine Abhängigkeit von der Grenzschichthöhe schließen. Am häufigsten treten bei den Messungen jedoch Konzentrationen zwischen 15 und  $20 \mu g m^{-3}$  bei einer Grenzschichthöhe von 750 bis 2000 m auf. Um die hohen Konzentrationen, die durch eine niedrige Grenzschichthöhe verursacht werden, abzufangen, wird die Untergrenze der Grenzschichthöhe bei der Berechnung auf 500 m gesetzt. Die Werte, die darunter fallen, werden auf 500 m angehoben.

Die Abhängigkeit der  $PM_{2.5}$ -Konzentration von der relativen Luftfeuchtigkeit ist deutlich geringer. Die angepasste Kurve bei konstanter AOD und Grenzschichthöhe zeigt einen deutlich abweichenden Verlauf zu den in-situ  $PM_{2.5}$ -Konzentrationen und deutet auf einen sehr geringen Zusammenhang. Bei mittlerer Grenzschichthöhe und mittlerer AOD würde bei einer theoretischen relativen Luftfeuchtigkeit von 0 % die  $PM_{2.5}$ -Konzentration maximal bei  $50 \mu g m^{-3}$  liegen. Selbst bei einer relativen Luftfeuchtigkeit von 99 % läge die Konzentration noch bei etwa  $15 \mu g m^{-3}$ . Tatsächlich werden jedoch auch Werte über  $100 \mu g m^{-3}$  gemessen, wobei diese erst bei einer relativen Luftfeuchtigkeit von 40 % auftreten. Es existieren abhängig von der relativen Luftfeuchtigkeit zwei Wertebereiche, bei der  $PM_{2.5}$ -Konzentrationen besonders oft auftreten. Häufig überschneiden sich  $PM_{2.5}$ -Konzentrationen von 15 bis  $20 \mu g m^{-3}$  mit einerseits einer relativen Luftfeuchtigkeit um 50 % und andererseits mit knapp über 90 %.

Die Abbildung 10 zeigt die satellitenbasierte  $PM_{2.5}$ -Konzentration in Abhängigkeit von den beiden meteorologischen Parametern H und RH. Es zeigt sich hierbei ein leicht verändertes Muster im Gegensatz zu den gemessenen Konzentrationen. Grenzschichthöhen treten nur selten unter 1000 m auf. Das Häufigkeitsmaximum ist nach oben zwischen 1500 m und 2000 m verschoben. Bei der relativen Luftfeuchtigkeit ist das Häufigkeitsmaximum nach unten zwischen 30 % und 50 % verschoben. Das zweite Maximum taucht nicht mehr auf, da über 80 % kaum noch  $PM_{2.5}$  auftritt. Insgesamt treten hohe  $PM_{2.5}$ -Konzentrationen seltener als bei den Messungen auf.



**Abbildung 9:** 2D-Histogramm der in-situ gemessenen  $PM_{2.5}$ -Konzentrationen im Untersuchungszeitraum 2003-2014 im Vergleich zu der Grenzschichthöhe  $H$  (m) links und der relativen Luftfeuchtigkeit  $RH$  (%) rechts. Die rote Kurve entspricht dem theoretischen Verlauf der  $PM_{2.5}$ -Konzentration bei konstanter relativer Luftfeuchtigkeit und konstanter Aerosol optischen Dicke.



**Abbildung 10:** 2D-Histogramm der satellitenbasierten  $PM_{2.5}$ -Konzentration im Untersuchungszeitraum 2003-2014 im Vergleich zu der Grenzschichthöhe  $H$  (m) links und der relativen Luftfeuchtigkeit  $RH$  (%) rechts. Die rote Kurve entspricht dem theoretischen Verlauf der  $PM_{2.5}$ -Konzentration bei konstanter Grenzschichthöhe und konstanter Aerosol optischen Dicke.

## 5.4 Untersuchung der Abhängigkeit von PM<sub>2.5</sub> und der Windrichtung

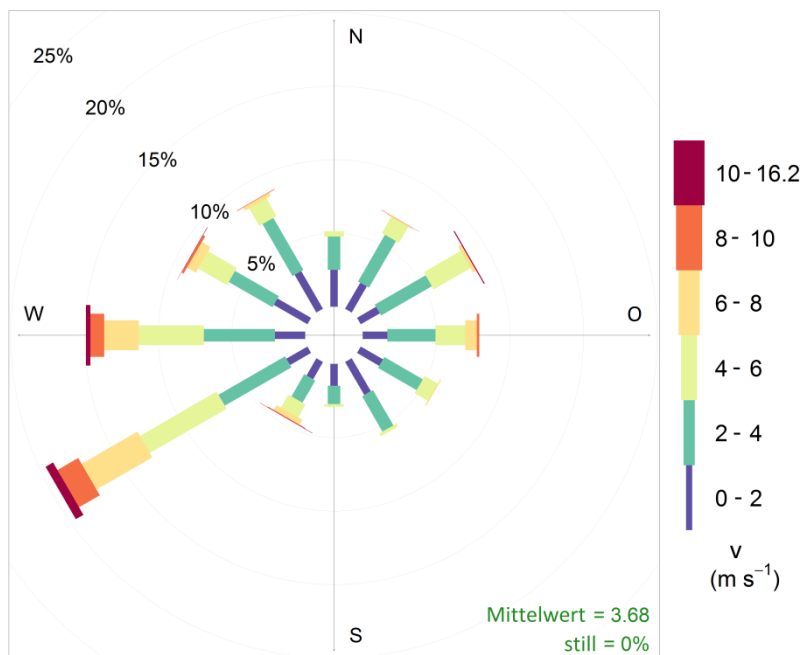
Die Verteilung und der Transport des Feinstaubes sind neben den lokalen Emissionen auch abhängig von der atmosphärischen Schichtung, sowie von der aktuellen Großwetterlage. In Deutschland ist das Wetter überwiegend von Westwind geprägt. Abbildung 11 zeigt eine Windrose über den Untersuchungszeitraum an der Messstation Augsburg LfU mit entsprechender Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeit. Knapp 20 % aller Winde stammen aus Südwest und weitere 15 % aus dem Westen. Zusammen mit den 10% aus WNW machen Windrichtungen aus dem Westquadranten damit 45% aller Beobachtungen aus. Dabei treten im Gegensatz zu den anderen Windrichtungen vermehrt hohe Windgeschwindigkeiten auf, die über  $8 \text{ m s}^{-1}$  betragen. Auf der östlichen Seite gibt es ein lokales Maximum aus der nordöstlichen Windrichtung. Am seltensten sind Nord- und Südwind. Dabei treten auch nur sehr kleine Windgeschwindigkeiten unter  $6 \text{ m s}^{-1}$  auf.

Abbildung 12 zeigt ebenfalls die Windrose an der Messstation Augsburg LfU, wobei nur die Wetterlagen gezeigt werden, bei der MODIS die AOD bestimmen konnte. Die entsprechende Häufigkeitsverteilung der berechneten Feinstaubkonzentrationen ist dabei farblich gekennzeichnet. Bei diesen Wetterlagen zeigt sich der Ostwind als dominierende Windrichtung. Etwa 45 % der auftretenden Windrichtungen stammen von Nordosten bis Südosten. Auf der westlichen Hälfte gibt es wiederum ein lokales Maximum in der südwestlichen Windrichtung. Dieses lokale Maximum fällt jedoch deutlich kleiner als bei der regulären Windrose aus. Eine hohe Feinstaubbelastung tritt bei sämtlichen Windrichtungen auf und die einzelnen Kategorien sind verhältnismäßig gleich verteilt. Am häufigsten treten PM<sub>2.5</sub>-Konzentrationen zwischen  $10$  und  $15 \mu\text{g m}^{-3}$  auf. Bei Ostwind, der am häufigsten auftritt, ergeben sich die kleinsten Feinstaubkonzentrationen ( $< 10 \mu\text{g m}^{-3}$ ) relativ häufig und eine Konzentration über  $35 \mu\text{g m}^{-3}$  wurde nicht erfasst. Andere Stationen in Deutschland zeigen ähnliche Muster (siehe Anhang).

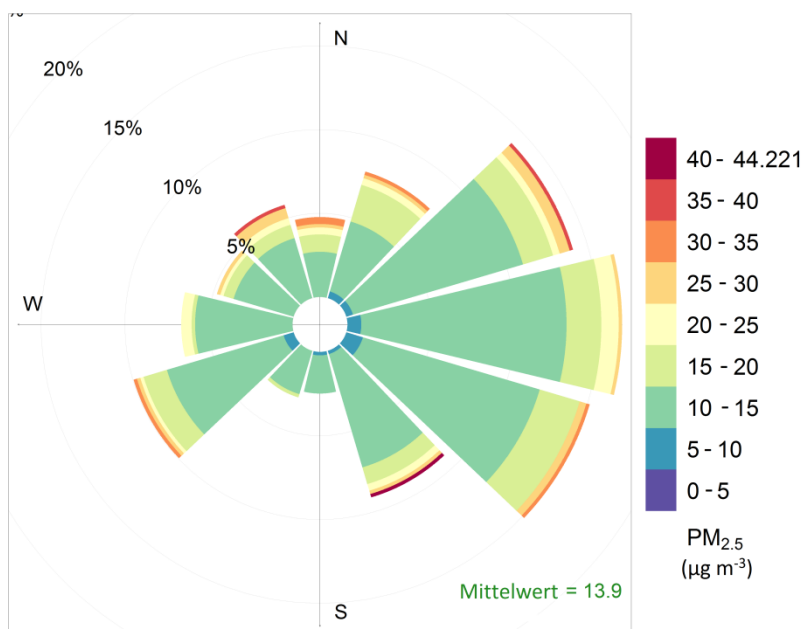
## 5.5 Validierung mit in-situ Daten

Bei der Validierung werden die Feinstaubkonzentrationen, die mittels der Korrekturkarten und der meteorologischen Parameter berechnet wurden, mit den in-situ Messungen der Feinstaubkonzentration verglichen. Hier werden nun auch die beim Korrekturverfahren ausgeschlossenen Validierungsstationen in die Datenauswertung miteinbezogen. Abbildung 13 zeigt die Häufigkeitsverteilung der PM<sub>2.5</sub>-Konzentrationen vor und nach der Korrektur. Die allgemeine Überschätzung der berechneten PM<sub>2.5</sub>-Konzentration wurde mittels der Korrektur bereinigt. Median und Mittelwert der Stationsdaten und der berechneten Feinstaubkonzentrationen liegen nahe beieinander.

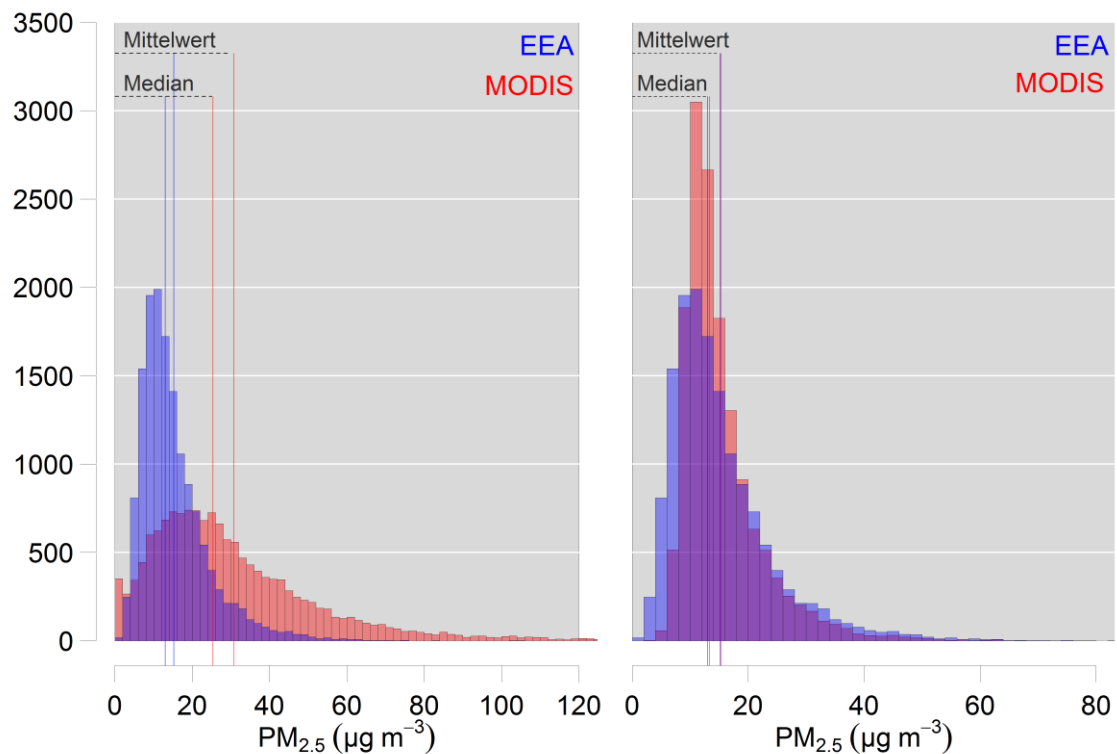




**Abbildung 11:** Windrose am Standort Augsburg LfU für den Untersuchungszeitraum 2003-2014.



**Abbildung 12:** Windrose mit satellitenbasierter  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration am Standort Augsburg LfU für den Untersuchungszeitraum 2003-2014.



**Abbildung 13:** Häufigkeitsverteilung der PM<sub>2.5</sub>-Konzentration ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) der in-situ Messungen in blau und der satellitenbasierten PM<sub>2.5</sub>-Konzentration ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) in rot vor der Korrektur (links) und nach der Korrektur (rechts).

Die vorher recht flache und rechtsschiefe Häufigkeitsverteilung ist nun schmaler und es treten häufiger Werte nahe des Median auf. Wie bei den in-situ Daten ist noch eine Rechtsschiefe vorhanden, sodass der Mittelwert über dem Median liegt. Ohne die Korrektur gibt es relativ häufig Werte, die nahe dem Nullpunkt liegen. Durch den stets positiven Korrekturparameter B werden die Daten vom Nullpunkt hochkorrigiert, sodass diese nicht mehr auftauchen und stets eine Hintergrundbelastung der Feinstaubkonzentration gegeben ist.

Die mittlere PM<sub>2.5</sub>-Konzentration der in-situ Messungen zeigt einen deutlichen Jahresgang. In Übereinstimmung mit dem Korrekturparameter B gibt es in den Wintermonaten eine höhere Konzentration als in den Sommermonaten. Die Tabelle 5 zeigt den Mittelwert der in-situ Daten, den Bias, die Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme (RMSE) und die Standardabweichung der unkorrigierten sowie korrigierten PM<sub>2.5</sub>-Konzentrationen im Vergleich zu den in-situ Daten der Hintergrundstationen. Der Jahresgang wird bei der Korrektur insbesondere durch den Korrekturparameter B berichtet.

War der Bias vor der Korrektur sehr hoch und stark monatsabhängig, mit dem Maximum bei  $20.42 \mu\text{g m}^{-3}$  im Juli, ist der Bias nach der Korrektur deutlich niedriger und im Sommer geringer. Abgesehen von den Monaten Juli und August, gibt es nach der Korrektur einen positiven Bias von  $0.02$  bis  $0.47 \mu\text{g m}^{-3}$ . Die größte Abweichung findet im Oktober statt und die kleinste im Juli mit

0.03  $\mu\text{g m}^{-3}$ . Trotz des Maximums des Mittelwerts im März mit 26.49  $\mu\text{g m}^{-3}$  der Stationsdaten, bleibt der Bias mit 0.2  $\mu\text{g m}^{-3}$  (entspricht 0.8 %) relativ gering. Der mittlere Bias aller Monate konnte durch die Korrektur im Mittel von 15.58  $\mu\text{g m}^{-3}$  auf 0.14  $\mu\text{g m}^{-3}$  gesenkt werden.

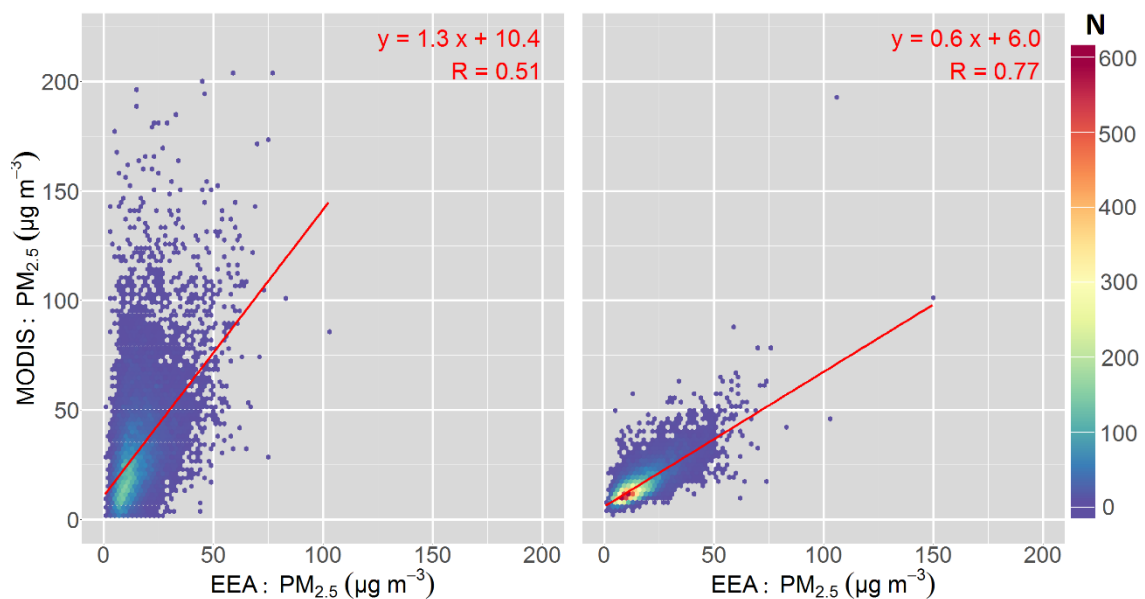
Der Mittelwert der Feinstaubkonzentrationen hat einen starken Jahresgang. Bei größerem Mittelwert werden die Standardabweichung und der RMSE ebenfalls größer. Durch den niedrigen Korrekturparameter A in allen Monaten, wird die Standardabweichung der Daten deutlich herabgesetzt. Im Gegensatz zu den unkorrigierten Feinstaubwerten ist die Standardabweichung der korrigierten Feinstaubkonzentration nun sogar geringer als die der Messungen an den Stationen. Insgesamt wurde die Standardabweichung von 23.64  $\mu\text{g m}^{-3}$  auf 7.17  $\mu\text{g m}^{-3}$  reduziert. Die Standardabweichung der in-situ Messungen beträgt hingegen 9.00  $\mu\text{g m}^{-3}$ . Differenziert nach den einzelnen Monaten variiert die Standardabweichung an den Stationen von minimal 4.58  $\mu\text{g m}^{-3}$  im August bis maximal 12.26  $\mu\text{g m}^{-3}$  im März. Die korrigierten PM<sub>2.5</sub>-Konzentrationen erreichen hingegen ein Minimum von 2.53  $\mu\text{g m}^{-3}$  im August und das Maximum von 9.24  $\mu\text{g m}^{-3}$  im März.

**Tabelle 5:** Übersicht der statistischen Kennwerte Mittelwert  $\mu$  ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ), Bias ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ), Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme RMSE ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) und Standardabweichung  $\sigma$  ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) aller Hintergrundstationen vor und nach der Korrektur, differenziert nach Monat im Untersuchungszeitraum 2003-2014.

(alle Angaben in $\mu\text{g m}^{-3}$ )		Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Mär-Okt
$\mu$	In-situ	26.49	18.68	12.48	11.10	12.38	11.22	13.45	16.55	15.22
Bias	MODIS	11.66	15.22	17.75	19.24	20.42	12.72	13.80	11.80	15.58
	MODIS korrigiert	0.20	0.24	0.02	0.03	-0.01	-0.03	0.23	0.47	0.14
RMSE	MODIS	23.15	26.46	29.98	26.83	28.56	21.06	24.49	22.33	25.79
	MODIS korrigiert	8.21	7.88	4.74	4.11	4.19	3.73	4.60	6.14	5.73
$\sigma$	In-situ	12.26	10.13	6.28	4.99	4.90	4.58	5.90	8.64	9.00
	MODIS	26.62	25.87	26.51	20.45	21.18	18.39	22.39	22.85	23.64
	MODIS korrigiert	9.24	7.54	4.07	2.81	2.58	2.53	3.52	5.86	7.17

Der RMSE wird bei großem Mittelwert von  $\text{PM}_{2.5}$  groß und sollte daher auch prozentual zum Mittelwert betrachtet werden. Durch die Korrektur konnte der RMSE analog zum Bias erheblich gesenkt werden. Der mittlere RMSE beträgt vor der Korrektur  $25.79 \mu\text{g m}^{-3}$  und nach der Korrektur nur noch  $5.73 \mu\text{g m}^{-3}$ . Im Verlaufe des Jahres beträgt der RMSE zwischen korrigiertem  $\text{PM}_{2.5}$  und in-situ gemessenem  $\text{PM}_{2.5}$  minimal  $3.73 \mu\text{g m}^{-3}$  (33.2 %) im August und maximal  $8.21 \mu\text{g m}^{-3}$  (31.0 %) im März. Relativ zum jeweiligen Monatsmittelwert, ist der RMSE jedoch im März am kleinsten. Die größte Abweichung tritt im April mit 42.2 % auf.

Die Korrelation zwischen  $\text{PM}_{2.5}$  und Aerosol optischer Dicke konnte mit der Korrektur deutlich verbessert werden. Der Korrelationskoeffizient erhöht sich von  $R = 0.51$  auf  $R = 0.77$ . Abbildung 14 zeigt das 2D-Histogramm der berechneten mit den gemessenen Feinstaubkonzentrationen und der entsprechenden linearen Regression vor und nach der Korrektur. Die resultierende Regressionsgerade weist eine multiplikative Abweichung von 0.6 und eine systematische Abweichung von  $6.0 \mu\text{g m}^{-3}$  auf, die auf weitere Unsicherheiten deuten, die mit dem Verfahren nicht erfasst werden. Die Tabellen 6, 7 und 8 zeigen die statistischen Kennwerte bei Betrachtung einzelner Stationstypen. Einerseits wird zwischen Korrektur- und Validierungsstationen unterschieden und andererseits zwischen den verschiedenen Stationshintergründen urban, suburban und rural.



**Abbildung 14:** 2D-Histogramm der berechneten  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentrationen im Vergleich zu den in-situ gemessenen  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentrationen im Untersuchungszeitraum 2003-2014 aller Stationen vor der Korrektur (links) und nach der Korrektur (rechts).

Wie zu erwarten, erhält man bei den Korrekturstationen eine höhere Korrelation als bei den Validierungsstationen (Tabelle 6). Jedoch führen auch die Validierungsstationen allein, mit einer Korrelation von  $R = 0.73$ , zu einem guten Ergebnis. Es zeigt sich ein relativ stark ausgeprägter Jahresgang, wobei die Korrelation in den Sommermonaten am geringsten ist und hin zu den kühleren Monaten zunimmt. Die kleinste Korrelation ergibt sich im Juli mit 0.40 bei den Validierungsstationen. Im Oktober ist die Korrektur am unwirksamsten. Hier ist die Differenz der Korrelationskoeffizienten  $R$  zwischen Korrekturstationen und Validierungsstationen mit 0.16 am größten.

Die verschiedenen Hintergründe der Stationen machen sich zu einem geringen Maß in der Korrelation bemerkbar. Die beste Übereinstimmung mit  $R = 0.79$  liefern die suburbanen Stationen. Mit einer Korrelation von  $R = 0.76$  gibt es bei den urbanen Stationen eine ebenfalls bessere Übereinstimmung als bei den ruralen Stationen ( $R = 0.74$ ) über die Monate von März bis Oktober. Hinsichtlich der einzelnen Monate zeigen sich jedoch unterschiedliche Muster. Vergleichsweise niedrig ist die Korrelation bei den suburbanen Stationen im April. In diesem Monat findet man die höchste Korrelation bei den ruralen Stationen. Auch im März liegt der Korrelationskoeffizient der ruralen Stationen über dem der urbanen Stationen. Im September und Oktober ist die Differenz der Korrelationskoeffizienten zwischen den verschiedenen Hintergründen am größten. Mit einer Differenz von mehr als 0.10 zu den anderen Stationsarten ist die Übereinstimmung der suburbanen Stationen erneut am größten. Die Differenz zwischen den Korrelationskoeffizienten der verschiedenen Stationstypen ist meist jedoch so gering, dass es sich dabei um keinen signifikanten Unterschied handelt.

Der Bias zeigt ein ähnliches Verhalten wie die Korrelation (Tabelle 7). Bei den Validierungsstationen ist der Bias mit  $1.55 \mu\text{g m}^{-3}$  im Oktober im Vergleich zum Mittel ( $0.40 \mu\text{g m}^{-3}$ ) sehr groß. Auch im September gibt es mit  $0.96 \mu\text{g m}^{-3}$  eine relativ große Abweichung von den in-situ Messungen. Differenziert nach den Stationstypen, haben die Stationen mit urbanem Hintergrund den kleinsten mittleren Bias mit  $-0.02 \mu\text{g m}^{-3}$ . Deutlich größer sind die Werte bei suburbanem und ruraalem Hintergrund. Im April und Oktober liegt der Bias bei beiden Hintergründen über  $0.49 \mu\text{g m}^{-3}$ . Hinzu kommen der März der suburbanen Stationen sowie der September bei den ruralen Stationen mit einem Bias über  $0.49 \mu\text{g m}^{-3}$ .

Die Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme zeigt im Gegensatz zum Bias eine geringere Abhängigkeit von den Stationstypen (Tabelle 8). Wie bei dem Korrelationskoeffizienten zeigt sich hier eine deutlich stärkere Abhängigkeit von den Monaten und dessen Mittelwert der  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration. Relativ zum Mittelwert beträgt der mittlere RMSE der Monate März bis Oktober bei den Korrekturstationen 37 % ( $5.66 \mu\text{g m}^{-3}$ ) und die Validierungsstationen 39 % ( $5.97 \mu\text{g m}^{-3}$ ). Insbesondere im April und im Oktober weichen in-situ Messungen und berechnete  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration voneinander ab. In diesen Monaten ist der RMSE bei den Validierungsstationen 42 % ( $8.00 \mu\text{g m}^{-3}$ ) und 41 % ( $6.94 \mu\text{g m}^{-3}$ ). Die ruralen Stationen schneiden bei dem RMSE mit lediglich 35 % ( $5.33 \mu\text{g m}^{-3}$ ) Abweichung besser ab, als die suburbanen und urbanen Stationen, die beide etwa 38 % abweichen ( $5.79 \mu\text{g m}^{-3}$  und  $5.91 \mu\text{g m}^{-3}$ ). Die größte Übereinstimmung gibt es im März bei den ruralen und suburbanen Stationen mit einem RMSE von jeweils lediglich 29 % ( $7.65 \mu\text{g m}^{-3}$  und  $7.77 \mu\text{g m}^{-3}$ ).

**Tabelle 6:** Korrelationskoeffizienten R zwischen den berechneten und korrigierten PM<sub>2.5</sub>-Konzentrationen und den in-situ gemessenen Tagesmittelwerten, differenziert nach Monat und Stationshintergrund.

	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Mär-Okt
<b>Korrekturstationen</b>	0.76	0.66	0.67	0.59	0.55	0.61	0.64	0.74	0.78
<b>Validierungsstationen</b>	0.68	0.54	0.57	0.48	0.40	0.50	0.57	0.58	0.73
<b>Urbaner Hintergrund</b>	0.71	0.64	0.65	0.55	0.49	0.57	0.57	0.66	0.76
<b>Suburbaner Hintergrund</b>	0.77	0.58	0.68	0.57	0.49	0.59	0.67	0.76	0.79
<b>Ruraler Hintergrund</b>	0.76	0.65	0.60	0.54	0.48	0.53	0.58	0.64	0.74
<b>Alle Stationen</b>	0.74	0.64	0.66	0.57	0.52	0.58	0.63	0.71	0.77

**Tabelle 7:** Bias ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) zwischen den berechneten und korrigierten PM<sub>2.5</sub>-Konzentrationen und den in-situ gemessenen Tagesmittelwerten, differenziert nach Monat und Stationshintergrund.

( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Mär-Okt
<b>Korrekturstationen</b>	0.25	0.22	-0.09	-0.02	0.01	-0.05	0.00	0.13	0.06
<b>Validierungsstationen</b>	0.03	0.31	0.38	0.21	-0.11	0.05	0.96	1.55	0.40
<b>Urbaner Hintergrund</b>	-0.01	-0.06	0.00	-0.03	-0.14	-0.21	0.15	0.16	-0.02
<b>Suburbaner Hintergrund</b>	0.59	0.49	-0.02	-0.07	0.00	0.22	0.08	0.73	0.24
<b>Ruraler Hintergrund</b>	0.18	0.61	0.11	0.24	0.19	0.08	0.49	0.88	0.34
<b>Alle Stationen</b>	0.20	0.24	0.02	0.03	-0.01	-0.03	0.23	0.47	0.14

**Tabelle 8:** Die Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme (RMSE) zwischen den berechneten und korrigierten PM<sub>2.5</sub>-Konzentrationen und den in-situ gemessenen Tagesmittelwerten in % relativ zum Monatsmittelwert, differenziert nach Monat und Stationshintergrund.

(%)	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Mär-Okt
<b>Korrekturstationen</b>	30.1	41.4	38.8	36.1	32.8	32.4	33.6	34.5	36.8
<b>Validierungsstationen</b>	32.6	42.3	34.9	39.4	37.1	35.9	33.8	40.8	38.9
<b>Urbaner Hintergrund</b>	32.4	43.7	38.1	36.3	34.2	31.2	33.5	35.0	38.5
<b>Suburbaner Hintergrund</b>	29.1	41.2	36.3	39.0	36.0	32.8	35.2	37.9	37.7
<b>Ruraler Hintergrund</b>	28.7	37.2	39.0	36.0	31.2	36.8	32.5	36.3	34.7
<b>Alle Stationen</b>	30.7	41.6	37.9	36.9	33.8	33.3	33.7	36.1	37.3

## Unsicherheiten

Im Target-Diagramm nach Thunis et al. (2012), werden die Stationen nach ihrem Bias und dem Centred Root Mean Square Error (CRMSE) aufgetragen (Abbildung 15). Diese beiden statistischen Größen werden jeweils durch die Standardabweichung der Beobachtung normalisiert, somit sich daraus eine gute Vergleichbarkeit beider Größen ergibt. Der CRMSE berechnet sich aus der MODIS-basierten Feinstaubkonzentration  $M_i$  sowie der beobachteten Konzentration  $O_i$  jeder Station  $i$ , dem Gesamtmittelwert von MODIS  $\bar{M}$  und der Beobachtung  $\bar{O}$  und der Anzahl der Stationen  $N$

$$CRMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [(M_i - \bar{M}) - (O_i - \bar{O})]^2} \quad (11)$$

CRMSE ist durch das Quadrieren immer positiv. Aber wenn die zusätzliche Bedingung

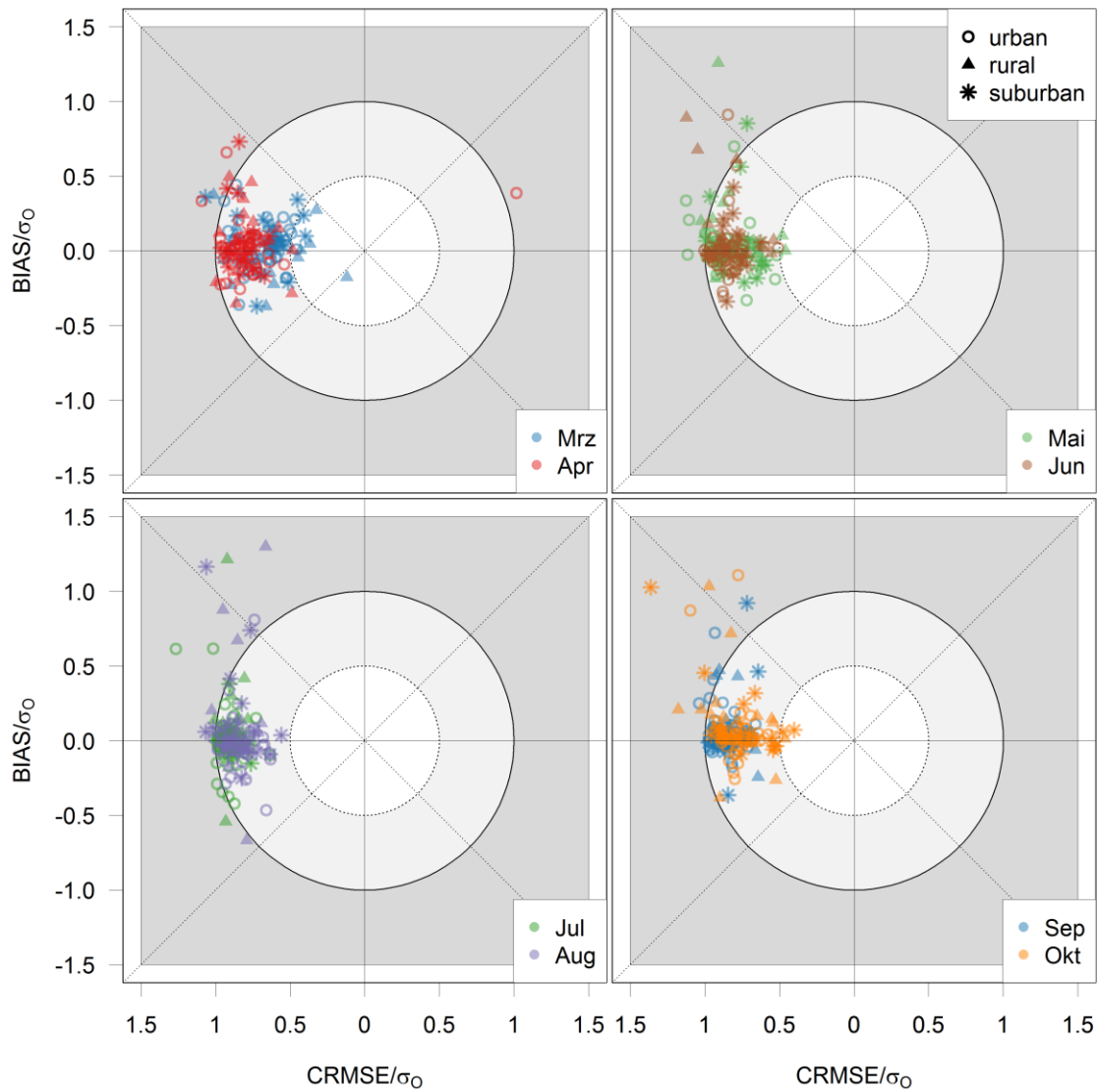
$$\frac{\sigma_M - \sigma_O}{\sqrt{2 \sigma_M \sigma_O (1 - R)}} < 1 \quad (12)$$

gilt, wird die Station auf die linke Seite des Diagramms gebracht. Bei dieser Bedingung wird die Differenz der Standardabweichungen gegenüber den Korrelationskoeffizienten  $R$  gestellt. Liegen Standardabweichungen von in-situ Messungen und der MODIS Ergebnisse nahe beieinander, nähert sich der obere Term null an. Das bedeutet, dass der gesamte Term klein wird ( $<1$ ) und die Station auf die linke Seite gebracht wird. Ist die Korrelation sehr hoch und erreicht fast 1, geht der untere Term ebenso gegen null und der gesamte Term wird groß ( $>1$ ). Die Station verbleibt auf der rechten Seite. Man kann daher an den beiden Hälften des Diagramms erkennen, welche Unsicherheit dominiert und das Ergebnis stärker verzerrt. Ist der Korrelationskoeffizient klein und dominiert gegenüber der Standardabweichung, befindet sich die Station auf der linken Seite des Target Diagramms. Andersherum, wenn die Standardabweichung der MODIS Feinstaubkonzentration groß ist im Gegensatz zu der Standardabweichung der Beobachtungen, dominiert die Standardabweichung als Unsicherheit und die Station befindet sich auf der rechten Hälfte.

Durch das Target Diagramm können Gruppierungen von Stationen erkannt werden, die ähnliche Unsicherheiten haben. Einerseits wird nach positivem und negativem Bias und dem CRMSE aufgeteilt mit der zusätzlichen Information ob Korrelationskoeffizient oder Standardabweichung dominieren. Bei der Untersuchung zeigen sich alle Stationen bis auf eine Station im April auf der linken Seite. Die geringe Korrelation überwiegt daher bei fast allen Stationen der Differenz der Standardabweichung. Der Ausreißer auf der rechten Hälfte des Diagramms ist die Station Düsseldorf-Lörick. Aufgrund geringer Datenmenge mit insgesamt lediglich 14 April-Tageswerten im Untersuchungszeitraum, erhält man für diese Station eine sehr große Standardabweichung von  $46.2 \mu\text{g m}^{-3}$ .

Gruppierungen sind bei dieser Untersuchung nicht zu erkennen. Die verschiedenen Stationstypen liegen alle relativ nah beieinander und bei jedem Stationstyp sind einzelne Stationen vorhanden, bei denen der statistische Zusammenhang weniger ausgeprägt ist. Der Bias ist relativ klein und CRMSE

dominiert als Fehler. In den Monaten Mai bis Oktober gibt es ein paar Stationen, bei denen der positive Bias dem CRMSE doch überwiegt. Dabei kommen jedoch auch Stationen aller Stationstypen vor. Es gibt eine jahreszeitliche Tendenz der Unsicherheit. In den vier Abbildungen ist zu erkennen, dass die Werte des jeweils kühleren Monats näher am Zentrum des Target Diagramms liegen und daher eine geringere Unsicherheit aufweisen.



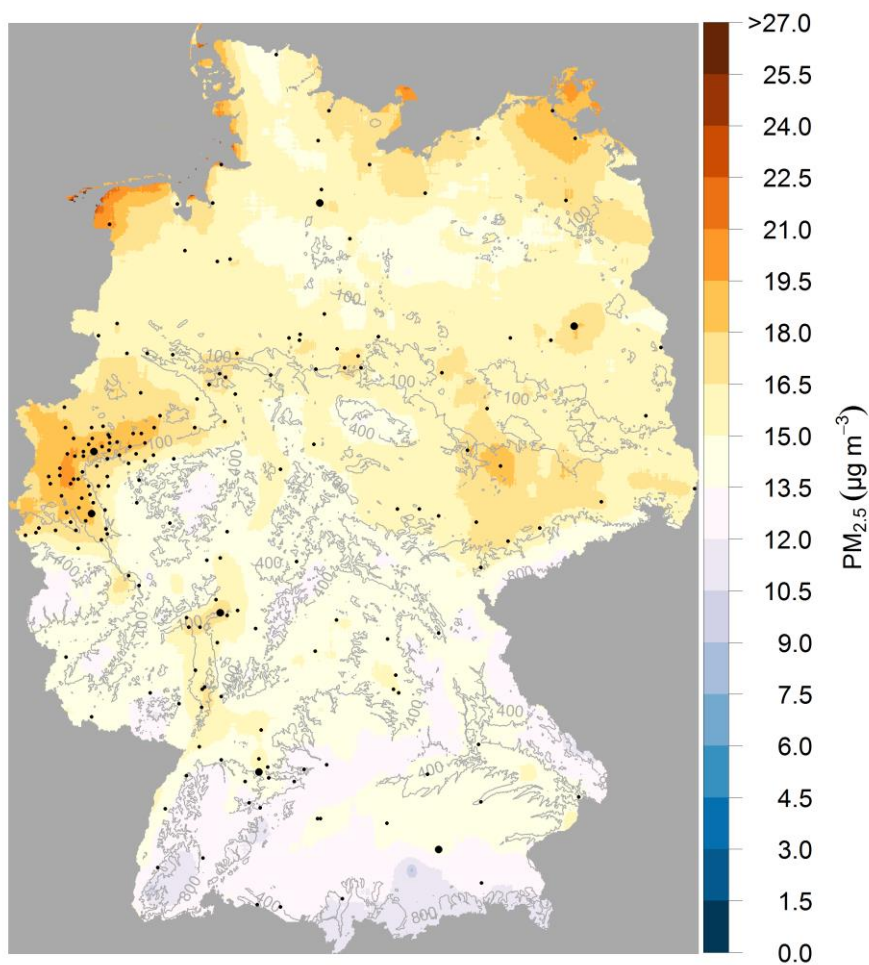
**Abbildung 15:** Target Diagramme differenziert nach Monat und Stationshintergrund im Untersuchungszeitraum 2003-2014.



## 5.6 Verteilungsmuster des Feinstaubs

### Räumliche Verteilungsmuster

In dieser Untersuchung wurde erstmalig eine komplett flächendeckende Feinstaubkartierung für Deutschland aus Satellitenbeobachtungen im Untersuchungszeitraum 2003-2014 durchgeführt. Die Feinstaubkarten zeigen ausgeprägte Muster der räumlichen Verteilung des Feinstaubs und deutliche Parallelen zu den Mustern der Aerosol optischen Dicke. Im Mittel über den gesamten Untersuchungszeitraum zeigt sich ein deutliches Nord-Süd-Gefälle der Feinstaubkonzentration (Abbildung 16). Die nördliche Hälfte Deutschlands zeichnet sich abgesehen vom Harz und anderen Gebirgen durch eine  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration über  $15.0 \mu\text{g m}^{-3}$  aus. Entlang der Küste treten besonders hohe Werte über  $18.0 \mu\text{g m}^{-3}$  bis hin zu über  $22.5 \mu\text{g m}^{-3}$  auf. Die südliche Hälfte weist hingegen größere Flächen mit Feinstaubkonzentrationen unter  $13.5 \mu\text{g m}^{-3}$  auf. Über die gesamte Fläche Deutschlands gemittelt ergibt sich eine durchschnittliche  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration von  $15.1 \mu\text{g m}^{-3}$ .



**Abbildung 16:** Satellitenbasierte mittlere  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration des Untersuchungszeitraums 2003-2014.

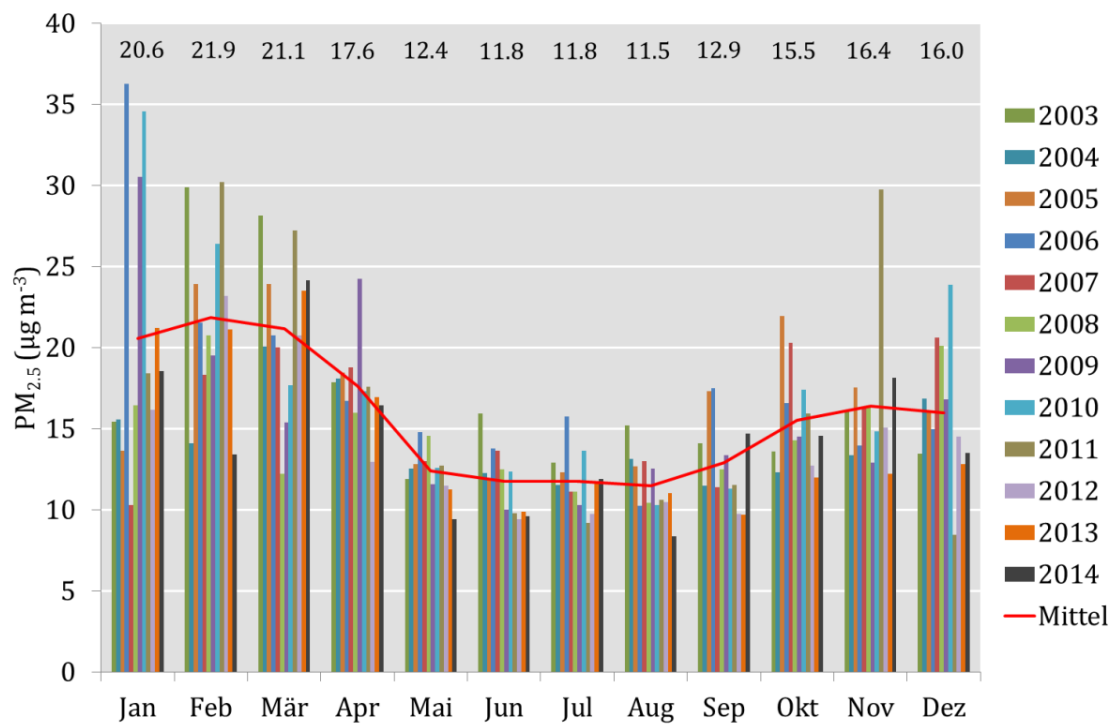
Analog zur AOD zeigt sich eine starke Abhängigkeit von der Orographie. Erhöhte Werte über  $15.0 \mu\text{g m}^{-3}$  findet man in der südlichen Hälfte in tieferen Lagen wie dem Rheingraben. Auch in der nördlichen Hälfte ist der Einfluss der Orographie insbesondere in den tieferen Lagen vor dem Erzgebirge und dem Thüringer Wald erkennbar. Die niedrigsten Werte findet man in höheren Lagen wie zum Beispiel im Schwarzwald oder in den Alpen. Dort liegt die mittlere Konzentration unter  $12.0 \mu\text{g m}^{-3}$ .

Ein weiterer deutlicher Einfluss ist auch hier die Besiedlungsdichte. In stark urbanisierten Regionen wie dem Ruhrgebiet oder in Berlin treten Werte großflächig über  $16.5 \mu\text{g m}^{-3}$  und vereinzelt sogar die höchsten Mittelwerte von über  $18.0 \mu\text{g m}^{-3}$  auf. Durch den zusätzlichen Einfluss der Orographie zeigen sich auch das Rhein-Main-Gebiet und das Gebiet um Halle/Leipzig mit deutlich erhöhter Feinstaubkonzentration. Es gibt jedoch auch größere Städte, bei denen die Feinstaubkonzentration in der Umgebung kaum erhöht ist. Dazu gehören beispielsweise München und Hamburg.

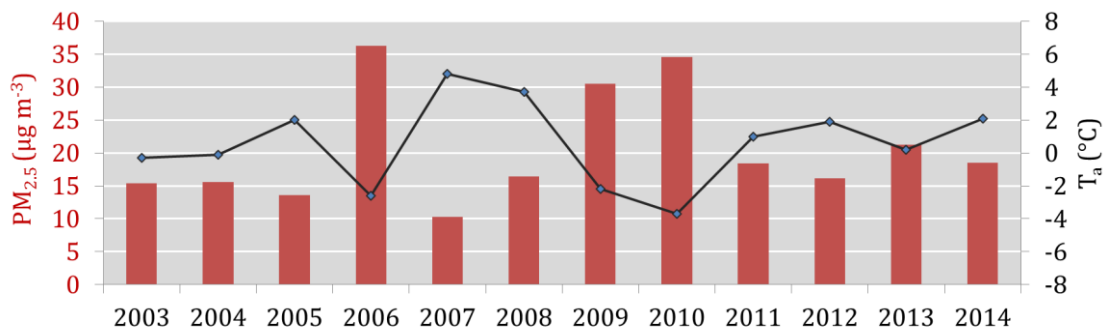
### **Zeitliche Variabilität der Feinstaubmuster**

Im Verlaufe des Jahres verändern sich die Emissionen und die meteorologischen Bedingungen, so dass sich eine starke saisonale Abhängigkeit der bodennahen Feinstaubbelastung ergibt. Abbildung 17 zeigt die Monatsmittelwerte der  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration über alle verfügbaren in-situ Messungen im Untersuchungszeitraum differenziert nach Monat und Jahr. Die niedrigsten Feinstaubkonzentrationen werden in den Monaten von Mai bis September gemessen. Die Mittlere Konzentration liegt hierbei unter  $15 \mu\text{g m}^{-3}$ . Ab September steigt die Feinstaubkonzentration, sodass von Oktober bis April die mittlere Konzentration über  $15 \mu\text{g m}^{-3}$  liegt. In den ersten drei Monaten des Jahres übersteigt der Mittelwert auch die  $20 \mu\text{g m}^{-3}$  Grenze und erreicht im Februar das Maximum. Die bodennahe Feinstaubkonzentration an den Messstationen zeigt folglich einen entgegengesetzten Jahresverlauf im Vergleich zur AOD, die ihr Maximum im Sommer aufweist.

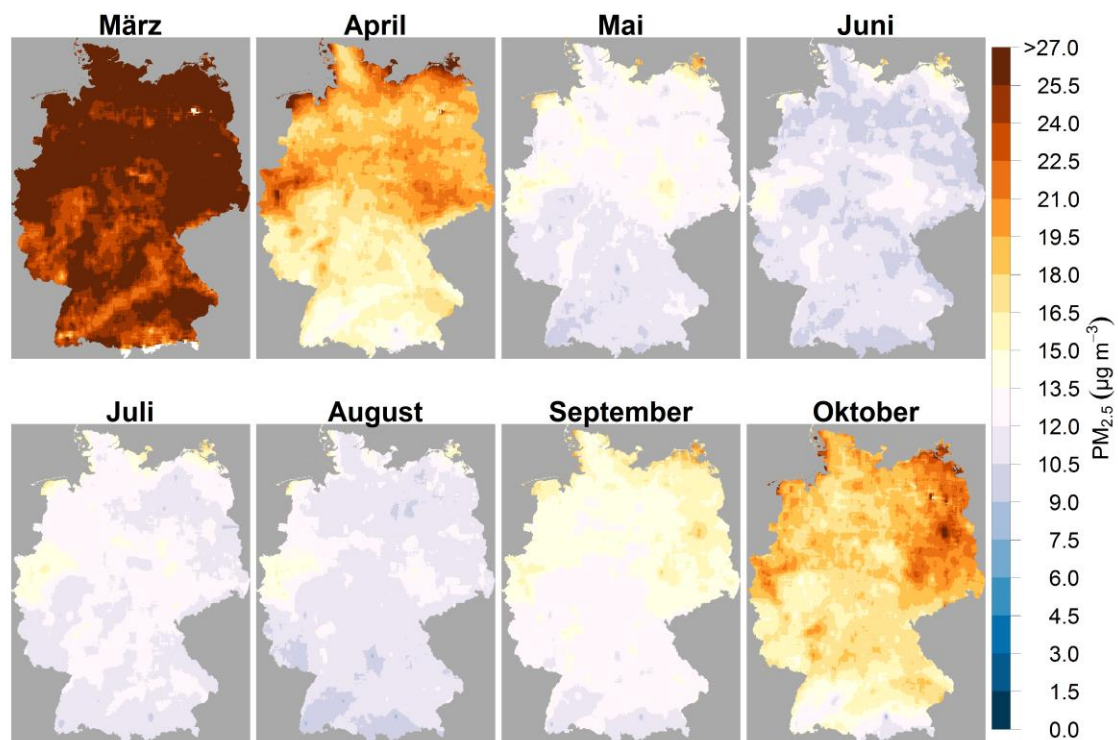
Es gibt im Januar die größte interannuelle Variabilität der  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration. Einige Jahre wie 2005 und 2007 weisen ein Monatsmittel unter  $15 \mu\text{g m}^{-3}$  auf. Hingegen ergeben sich für die Jahre 2006, 2009 und 2010 außerordentlich hohe Monatsmittel von über  $30 \mu\text{g m}^{-3}$ . In Abbildung 18 sind die  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentrationen der in-situ Messungen und die mittlere Lufttemperatur der Januar-Monate der Jahre 2003-2014 dargestellt. Die beiden Zeitreihen korrelieren in gegensätzlicher Richtung mit  $R = -0.87$ . Besonders auffallend ist der Zusammenhang in den Jahren 2006, 2009 und 2010, da die  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration besonders hoch war, die mittlere Lufttemperatur jedoch besonders niedrig.



**Abbildung 17:** Monatliche mittlere  $PM_{2.5}$ -Konzentration ( $\mu g m^{-3}$ ) der in-situ Messungen differenziert nach den Jahren im Untersuchungszeitraum.



**Abbildung 18:** In-situ Messungen der mittleren  $PM_{2.5}$ -Konzentration ( $\mu g m^{-3}$ ) im Monat Januar und entsprechendes Monatsmittel der Lufttemperatur  $T_a$  ( $^{\circ}C$ ) im Januar.



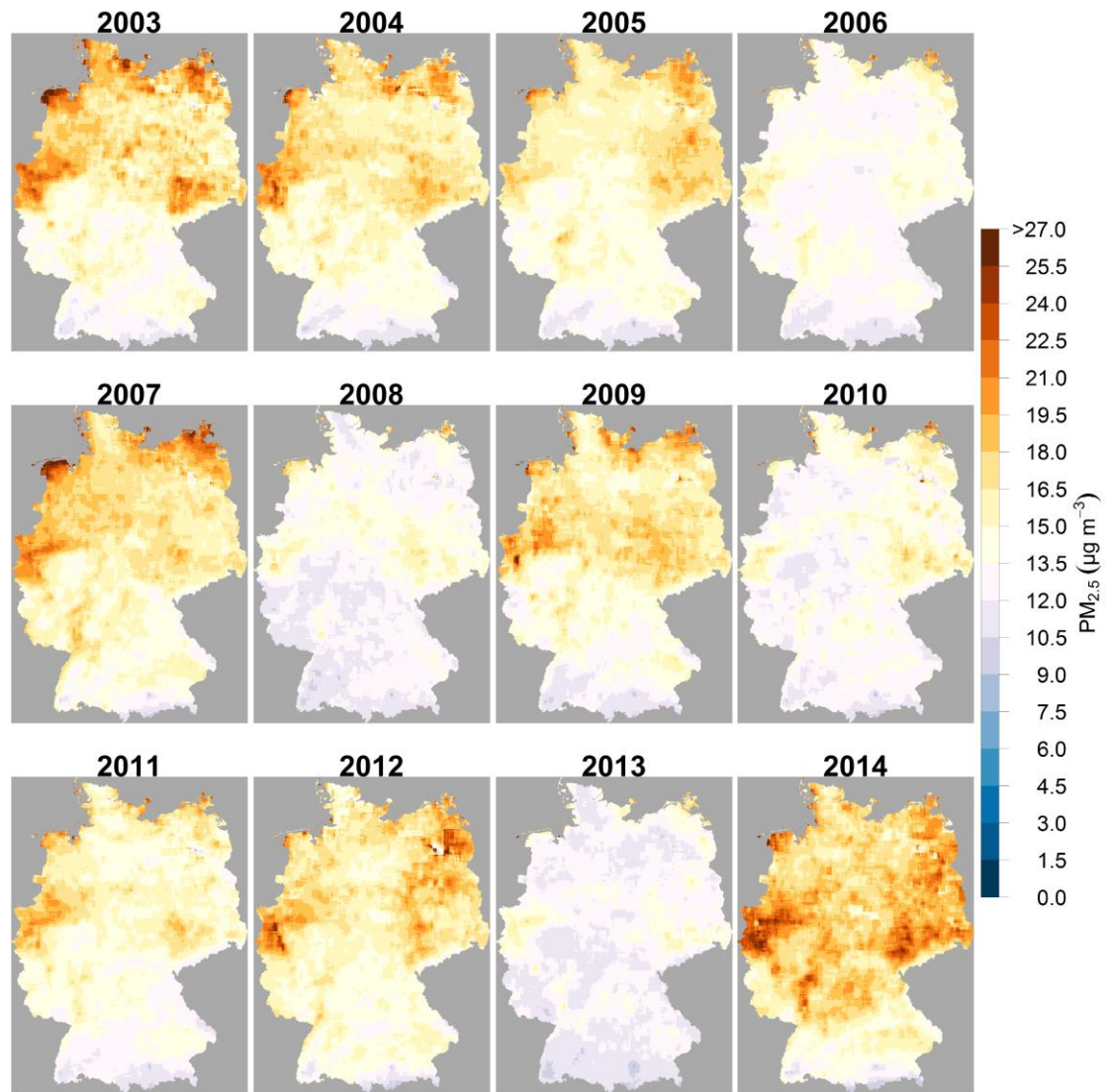
**Abbildung 19:** Satellitenbasiertes Monatsmittel der PM<sub>2.5</sub>-Konzentration der Jahre 2003-2014.

Abbildung 19 zeigt die mittlere PM<sub>2.5</sub>-Konzentration über Deutschland unterteilt in die Monate März bis Oktober. Die saisonale Variabilität zeichnet sich durch höhere Werte in den kälteren Monaten aus. Im März ist die mittlere Feinstaubkonzentration besonders hoch. Fast ausschließlich liegen die Werte über  $27 \mu\text{g m}^{-3}$ . Auch der April und der Oktober zeichnen sich mit vergleichsweise hoher Konzentration über  $18 \mu\text{g m}^{-3}$  aus. Im Sommer hingegen sind die Werte weitaus geringer. In den Sommermonaten Juni bis August liegen die Mittelwerte fast ausschließlich unter  $15 \mu\text{g m}^{-3}$ . Im September und Oktober ist Berlin mit besonders hoher PM<sub>2.5</sub>-Konzentration in den Karten deutlich zu erkennen. Auch das Gebiet um Leipzig und Halle, sowie das Ruhrgebiet weisen überdurchschnittliche Werte auf.

Die Jahresmittelwerte der PM<sub>2.5</sub>-Konzentration sind in Abbildung 20 dargestellt. Die räumlichen Muster ändern sich kaum, jedoch ändert sich die Stärke des Kontrasts. Das Ergebnis der Berechnung zeigt, dass die Jahre mit besonders niedriger Feinstaubkonzentration 2006, 2008, 2010 und 2013 waren. Im Gegensatz dazu steht das Jahr 2014. Trotz geringer AOD ist die Feinstaubkonzentration im Jahresmittel des Jahres 2014 besonders hoch. Auch in den einzelnen Jahren ist der Nord-Süd-Gradient deutlich zu erkennen. Abgesehen von 2006 und 2013 kann man die Hintergrundkonzentration in zwei Stufen in Nord und Süd einteilen.

Die AOD war 2003 besonders hoch, jedoch fällt die Feinstaubkonzentration im Vergleich zu den anderen Jahren nicht besonders hoch aus. Besonders stark zeichnen sich jedoch die Ballungsgebiete wie das Ruhrgebiet ab, sowie das Gebiet Halle/Leipzig. Auch die Werte in den Küstenregionen sind

insbesondere stark erhöht. 2012 kommt es zu sehr hohen Werten vereinzelt im Ruhrgebiet und in Sachsen. In 2014 sind die PM<sub>2.5</sub>-Konzentrationen fast über ganz Deutschland stark erhöht. Nur der südlichste Teil, wie der Schwarzwald und das Voralpenland weist Werte unter 13.5  $\mu\text{g m}^{-3}$  auf.



**Abbildung 20:** Satellitenbasiertes Jahresmittel der PM<sub>2.5</sub>-Konzentration der Jahre 2003-2014.

# Kapitel 6 – Diskussion der Ergebnisse

## 6.1 Beziehung zwischen Aerosol optischer Dicke und bodennaher PM<sub>2.5</sub>-Konzentration

### Eigenschaften der Aerosol optischen Dicke

Die Beziehung zwischen der Aerosol optischen Dicke und PM<sub>2.5</sub> ist je nach Standort und Jahreszeit unterschiedlich. Teilweise weisen beide Größen gegensätzliche Charakteristika auf. In Übereinstimmung mit Koelemeijer et al. (2006), Barnaba et al. (2010) und Ma & Yu (2015) konnte ein gegensätzlicher Jahresverlauf der AOD zum Feinstaub festgestellt werden. Im Sommer wird das Maximum erreicht, während in den kühleren Monaten die AOD am kleinsten ist. Bodennahes PM<sub>2.5</sub> hat im Februar das Maximum und im Sommer das Minimum. Hauptsächlich hängt dies mit der zeitlichen Variabilität der Grenzschichthöhe zusammen.

Barnaba et al. skizzierten in einer Studie (2010) einerseits die gesamte und andererseits die höhenaufgelöste Extinktion der Strahlung durch Aerosole entlang der vertikalen Luftsäule im Jahresverlauf. Mittels eines LIDARs (LIght Detection And Ranging) wurden die monatlichen Extinktionsprofile in Ispra (Italien) abgeleitet (Abbildung 21). Im Winter ist die Grenzschichthöhe besonders niedrig und der Feinstaub liegt konzentriert hauptsächlich in der untersten Schicht der Atmosphäre (unter 1000 m). Es herrschen stabilere Bedingungen und es kommt zu geringem vertikalem Austausch. Im Sommer wächst die Grenzschichthöhe aufgrund der Thermik und die Aerosole werden konvektiv in größere Höhen transportiert. Dadurch verteilt sich die Menge des Feinstaubes entlang des Strahlungsweges regelmäßiger, sodass trotz größerer AOD die bodennahe Feinstaubbelastung geringer wird. Von April bis Juli liegt der Extinktionsanteil zwischen 0 und 500 m bei unter 35%, während von November bis Februar der Anteil bei mehr als 65% liegt.

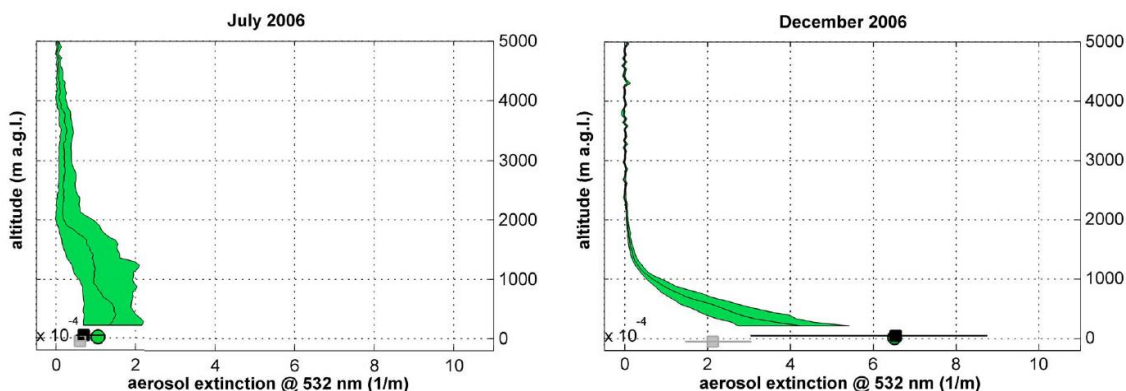
Neben der Variabilität der Grenzschichthöhe, variiert auch die Aerosolzusammensetzung im Verlauf des Jahres. Das kleine Maximum der AOD im Frühjahr lässt auf die Aktivität mehrerer unterschiedlicher Quellen schließen. Einerseits ist der landwirtschaftliche Sektor im Frühjahr im Gegensatz zum Winter verstärkt aktiv. Durch die Bodenbearbeitung können je nach den Windverhältnissen und der Bearbeitungsart große Mengen an Feinstaub freigesetzt werden (Wen et al., 2011). Ebenso wird die Vegetation im Frühjahr aktiv und dient als Quelle natürlicher Aerosole in Form von Pollen. Als dritter



zusätzlicher Einfluss ist der Mineralstaub zu nennen. Aufgewirbelt in der Sahara wird dieser im Frühjahr nach Südeuropa und bis nach Deutschland transportiert.

Bei dem Verfahren gibt es keine genaueren Informationen über die räumliche und zeitliche Änderung der Aerosolzusammensetzung. Die Aerosolparameter werden als konstant angenommen und entsprechen gemittelter Aerosoleigenschaften. Das hat die Folge, dass die Änderung des Anteils von Feinstaub an der AOD nicht berücksichtigt werden kann. Dies könnte ein weiterer Grund für die geringere Korrelation in den Sommermonaten sein, da beispielsweise Pollen zu den größeren Aerosolen und nicht zum Feinstaub zählen. Die hohen Konzentrationen in den PM<sub>2.5</sub>-Karten entlang der Küste ist ein weiteres Indiz bezüglich der mangelhaften Parametrisierung der Aerosoleigenschaften. Es liegt hier nahe, dass sowohl Seesalz als auch andere Aerosole (beispielsweise biogene Aerosole) die AOD erhöhen.

Im Sommer (Juni/Juli) hat die AOD ihr absolutes Maximum. Es gibt häufiger Trockenperioden, bei denen der Boden austrocknet und eine Staubaufwirbelung begünstigt wird. Deutlich wird dieser Zusammenhang bei der Betrachtung des Jahresmittelwerts der AOD. 2003 liegt die AOD weit über dem langjährigen Mittel. In diesem Jahr gab es in Europa starke Hitzewellen im Juni und August mit Anomalien der monatlichen Lufttemperatur mit Werten größer 4° C über den Langzeitmittelwerten (Rebetez et al., 2006). Niederschlag und relative Luftfeuchtigkeit waren unterdurchschnittlich und führten zu einer großen Trockenheit im Sommer 2003.



**Abbildung 21:** Monatliches vertikales Aerosol Extinktionsprofil für Juli 2006 (links) und Dezember 2006 (rechts) über Ispra, Italien. Die grün hinterlegte Fläche repräsentiert das 25. und 75. Perzentil mit Median. Quelle: Barnaba et al. (2010).

Dazu kommen in der sommerlichen Jahreszeit Feuer natürlichen (z. B. Waldbrände) und anthropogenen Ursprungs (z. B. Grillfeuer) hinzu, bei denen große Mengen an Aerosolen freigesetzt werden. Die trockenen Bedingungen begünstigen Waldbrände, sodass es im Sommer 2003 zu aufeinanderfolgenden Bränden in Portugal kam, die etwa 450 000 ha zerstörten (Trigo et al., 2006). Hodzic et al. (2007) simulierten im mesoskalischen Chemie-Transport-Modell CHIMERE die Emissionen und den

Transport der Aerosole bei den Bränden. Sie fanden heraus, dass etwa 130 000 t PM<sub>2.5</sub> emittiert und zu großem Teil über Europa transportiert wurden.

### **Lineare Regression und Korrelation**

Die Beziehung zwischen AOD und bodennaher Feinstaubkonzentration wird sowohl durch standort-spezifische Eigenschaften, als auch von den meteorologischen Bedingungen beeinflusst. Für jede Region ist die Stärke des Zusammenhangs und die lineare Regression unterschiedlich. In dieser Studie wurde ein Korrelationskoeffizient zwischen der AOD und den in-situ Feinstaubkonzentrationen aller Hintergrundstationen von  $R = 0.39$  festgestellt. Dieser Zusammenhang ist im Vergleich zu anderen Studien relativ gering (Tabelle 1).

In dieser Untersuchung wurden alle MODIS Aqua Daten verwendet, ungeachtet des Quality-Flags. In 3 Stufen (grenzwertig, gut, sehr gut) gibt der Quality Flag eine Einschätzung über die Verlässlichkeit der ermittelten AOD an. Insbesondere die Daten mit dem schlechtestem Quality Flag (grenzwertig) können Störeinflüsse und Fehler enthalten und das Ergebnis verschlechtern. Aufgrund der geringen Datenmenge wurde bei dieser Untersuchung trotzdem auf das Filtern der Daten nach ihrer Qualität verzichtet. Des Weiteren ist die Korrelation stark vom Verlauf und dem entsprechenden Kontrast der Feinstaubmenge abhängig. Das bedeutet, dass an Standorten (z. B. Peking) mit großer Verschmutzung, bei Übereinstimmungen von zeitlichen Veränderungen, ein stärkerer Zusammenhang ermittelt werden kann, als bei geringen Schwankungen der Feinstaubkonzentration.

Koelemeijer et al. (2006) konnten eine Verbesserung des Korrelationskoeffizienten bei dem Vergleich von Stundenwerten der Feinstaubkonzentration feststellen. Kuhlbusch et al. (2001) führten eine Untersuchung der Variabilität der Aerosole im Verlauf des Tages eines ruralen Standorts nahe des Ruhrgebiets durch. Sie stellten fest, dass es 2 Maxima der Feinstaubkonzentrationen an Werktagen, vermutlich wegen des Berufsverkehrs gibt. Die beiden Maxima liegen bei 11 Uhr und bei 20 Uhr. Das abendliche Maximum wird vermutlich durch den Tagesgang der Mischungsschichthöhe, die nach Sonnenuntergang stark absinkt, und durch andere Feinstaubquellen neben dem Verkehr, wie z.B. Grillfeuer, zusätzlich geprägt. Die Überflugzeit von MODIS befindet sich im Fenster des ersten Maximums. Da es im Tagesverlauf eine große Dynamik der Konzentration gibt, sollte die Korrelation zwischen der AOD und der in-situ PM<sub>2.5</sub>-Konzentration bei Verwendung stündlicher Messwerte besser werden. Dieser Sachverhalt konnte bei dieser Untersuchung jedoch nicht bestätigt werden. Ein möglicher Grund ist die grobe Auflösung des MODIS. Die AOD wird über eine Fläche von 10 x 10 km gemittelt, sodass Spitzenwerte nicht auftauchen können. Die Messungen der PM<sub>2.5</sub>-Konzentrationen sind um 12 Uhr UTC gerade beim Maximum und haben daher vermutlich eine größere Variabilität, die von MODIS nicht erfasst werden kann.



## Aerosol Parameter

Die Näherung der physikalisch-optischen Eigenschaften des Aerosols ist bei der angewandten Methodik elementar und gleichzeitig eines der heikelsten Schritte bei dem Berechnungsverfahren. Der Feinstaub ist ein Gemisch aus Aerosolen, das sich über das Jahr hinweg räumlich und zeitlich verändert. Von der AOD, einer optischen Größe, soll auf eine Masse geschlossen werden, dessen Zusammensetzung nicht bekannt ist. Es handelt sich hierbei um ein inverses Problem, das nur zu lösen ist, wenn gewisse Annahmen getroffen und Verallgemeinerungen gemacht werden. Der Aerosoltyp wird bei dieser Methode vereinfacht und als zeitlich und räumlich konstant angenommen.

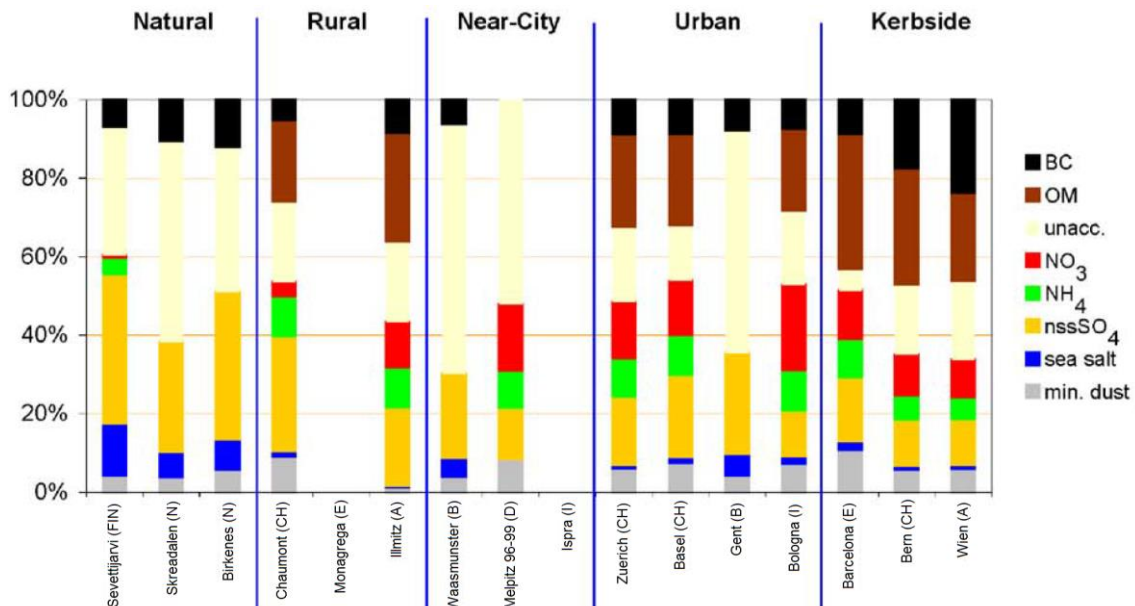
Der Einfluss der Aerosolparameter hängt von dem jeweiligen Standort und der damit verbundenen Variabilität der Parameter ab. Van Donkelaar et al. (2006) führten in ihrer Untersuchung aus, dass die Aerosoleigenschaften wie die Mie-Extinktionseffizienz und der Effektivradius zeitlich kaum einen Einfluss auf die Beziehung zwischen AOD und  $PM_{2.5}$ -Konzentration hat. Wohl aber haben die Parameter einen Einfluss auf die räumliche Korrelation der beiden Größen. Li et al. (2016) zeigten in einer Studie in den USA, dass ein einfacher linearer Zusammenhang nicht ausreichend für die Beschreibung der Beziehung zwischen AOD und  $PM_{2.5}$  ist. Mit einem nicht-linearen Modell konnte 60 % der Variabilität von  $PM_{2.5}$  erklärt werden, während das lineare Modell lediglich 40 % erklären konnte. Als Grund für diesen Sachverhalt nannten sie die große Variabilität der vertikalen Verteilung der Aerosole, sowie der Variabilität der Größenverteilung. In dieser Untersuchung über Deutschland wurde mit dem linearen Ansatz eine erklärter Varianz von  $R^2 = 59\%$  erreicht. Da möglicherweise der Aerosoltyp in Deutschland homogener als der Aerosoltyp im Untersuchungsgebiet von Li et al. ist, konnte die räumliche Variabilität besser abgedeckt werden.

Die Mie-Extinktionseffizienz, die Partikeldichte und der Effektivradius dieser Untersuchung entstammen den Modellen nach Levy et al. (2007a). Je nach ausgewählter Kategorie variieren Mie-Extinktionseffizienz und Effektivradius und können bei der Berechnung große Abweichungen verursachen. Vom kleinsten Aerosol (Nonabsorbing/Urban-Industrial) bis zum größten (Spheroïd/Dust) weichen beide Parameter um den Faktor 2 voneinander ab. Berücksichtigt man beide Parameter bei der Berechnung, kann die Feinstaubkonzentration daher je nach Auswahl des Modells um den Faktor 4 abweichen.

Im Gegensatz zu der Annahme des Modells ist in der Realität die Zusammensetzung des Feinstaubes räumlich und zeitlich hoch variabel. Putaud et al. (2004) untersuchten die chemische Zusammensetzung des Feinstaubes an 24 in-situ Messstandorten mit unterschiedlichen Hintergründen in Europa. Sie stellten fest, dass es je nach Hintergrundart verschiedene Zusammensetzungen des Feinstaubes gibt (Abbildung 22). An den meisten Standorten nimmt die organische Substanz den größten Massenanteil des Feinstaubes ein. Bei natürlichem und ruralem Hintergrund ist jedoch der Sulfat-Anteil größer. Der Ruß-Anteil liegt bei etwa 5-10 % und ist in Straßennähe auf etwa 15-20 % erhöht. Vor allem bei den kleinsten Partikeln ( $< 0.15 \mu m$ ) dominieren organische Substanz und Ruß. Je nach Aerosoltyp ist das Verhältnis zwischen Masse und Absorption der Strahlung unterschiedlich. Beispiels-

weise hat im Vergleich der Ruß eine geringe Masse und eine starke Absorption während Mineralstaub eine große Masse bei geringer Absorption hat. Die Annahme über die Absorption beeinflusst unmittelbar die Bestimmung der AOD aus reflektierter Solarstrahlung und damit die Genauigkeit des Verfahrens.

Die Variabilität der Feinstaubzusammensetzung ist nicht nur räumlich und jahreszeitlich bedingt, sondern zusätzlich auch noch von der Tageszeit abhängig. Pitz et al. (2008) führten eine Untersuchung in Augsburg durch, bei der sie die Dichte der  $PM_{2.5}$ -Partikel im Tagesverlauf auswerteten. Sie stellten ein Minimum von etwa  $1.5 \text{ g cm}^{-3}$  am Morgen und am Nachmittag und ein Maximum von etwa  $1.8 \text{ g cm}^{-3}$  während der Mittagszeit fest. Pitz et al. gehen davon aus, dass die Minima auf primäre Feinstaubpartikel zurückzuführen sind, die im Verkehr als große Agglomerat-Strukturen mit niedriger Dichte entstehen. Während des Maximums dominieren sekundäre Feinstaubpartikel, die durch gealterte Vorläufersubstanzen entstehen und eine höher Dichte aufweisen.



**Abbildung 22:** Jährlich gemittelte chemische  $PM_{2.5}$ -Zusammensetzung verschiedener Standorte in Europa, differenziert nach dem Stationshintergrund. Quelle: Putaud et al., 2004.

## 6.2 Einfluss meteorologischer Größen

### Meteorologische Parameter

Entlang der Küste weisen die  $PM_{2.5}$ -Karten relativ hohe Konzentrationen auf. Dies kann an Einflüssen anderer Aerosole liegen, an einer unvollständigen Charakterisierung des Untergrundes (z. B. Dünen, Salzwiesen, Marschen, Gräben & Fleete), oder auch an der Grenzschichthöhe. Die Sensitivitätsstudie der  $PM_{2.5}$ -Konzentration gegenüber den meteorologischen Parametern hat gezeigt, dass die Grenzschichthöhe einen großen Einfluss auf die  $PM_{2.5}$ -Konzentration hat. Van Donkelaar et al. (2006) zeigten bereits, dass das vertikale Extinktionsprofil und somit die vertikale Verteilung des Feinstaubes den größten Einfluss auf die räumliche Variabilität der Beziehung zwischen AOD und  $PM_{2.5}$  hat. Der Korrelationskoeffizient sank in ihrer Untersuchung bei konstanter vertikaler Struktur bzw. Mischungsschicht, von  $R = 0.69$  auf  $R = 0.36$ .

Die Annahme, dass die Feinstaubpartikel innerhalb der Grenzschichthöhe gleichverteilt wären, führen vor allem im Sommer zu einer großen Diskrepanz zwischen der Variabilität der berechneten und gemessenen Feinstaubkonzentration am Boden. Bei der Korrektur wird zumindest der Anteil der bodennahen Aerosole an der AOD jahreszeitlich angepasst. Im Sommer wird die Feinstaubkonzentration stark herabgesetzt, da ein großer Anteil der AOD durch Aerosole in größerer Höhe verursacht wird (Barnaba et al., 2010).

Die Variabilität ist im Sommer jedoch trotz der Korrektur nicht gut zu erfassen. Dies zeigen die jahreszeitlich bedingten unterschiedlichen Korrelationskoeffizienten der beiden Größen. Im Winter kann die Variabilität gut erfasst werden, da sich die Aerosole verstärkt in der untersten Schicht aufhalten. Die säulenintegrierte Extinktion entspricht in dieser Jahreszeit näherungsweise den Aerosolen, die an den Messstationen erfasst werden. Im Sommer ist der Zusammenhang besonders niedrig, da eine Änderung der in großer Höhe befindlichen Aerosole nicht an den Stationen gemessen werden kann. Das Resultat ist ein im Sommer abweichender Verlauf der AOD im Vergleich zu der Feinstaubkonzentration am Boden.

Ein Beispiel für ein solches Aerosole, das die AOD in großer Höhe, nicht aber die Messungen an den Stationen beeinflusst, ist der Mineralstaub. Dieser wird oftmals in großer Höhe transportiert und erst nach weiten Strecken sedimentiert. Auch in anderen Studien wurde bereits die starke Abhängigkeit der AOD und  $PM_{2.5}$ -Konzentration von der vertikalen Verteilung der Aerosole berichtet. Da die Information der vertikalen Verteilungen aus Satellitenbeobachtungen mit passiven Radiometern wie dem MODIS alleine nicht ermittelbar ist, könnten LIDAR-Messungen oder Modellberechnungen das Verfahren ergänzen und das Ergebnis deutlich verbessern (Engel-Cox et al., 2006; Barnaba et al., 2010).

Die Grenzschichthöhe wird unter anderem von der Rauigkeit der Erdoberfläche und somit der Orographie beeinflusst. Sie variiert räumlich stark und ist über Gebirgen am größten und über dem Ozean am kleinsten. Die Auflösung der Modelldaten ist für das Untersuchungsgebiet jedoch so gering, dass die Höhenunterschiede in Deutschland kaum erfasst werden und der Einfluss der Orographie

kaum bemerkbar ist. Über Nord- und Ostsee sinkt die Grenzschichthöhe jedoch unter 500 m. Bei dieser geringen Grenzschichthöhe schnellte die Konzentration in die Höhe und erreicht bei sehr niedriger Grenzschicht unter 500 m extrem hohe Werte. Bei der Beziehung müsste jedoch zwischen den jeweiligen Hintergründen differenziert werden, da in Ozeannähe andere meteorologische Bedingungen herrschen und es auf dem Ozean nur wenige Feinstaubquellen gibt.

Eine Diskrepanz zwischen satellitenbasierten  $PM_{2.5}$  und in-situ gemessenen  $PM_{2.5}$  kann auch durch die relative Luftfeuchtigkeit verursacht werden. Die Bestimmung der Feinstaubkonzentration wird oftmals nach einer Trocknung gemessen, sodass  $PM_{2.5}$  bei weniger als 50 % relativer Luftfeuchtigkeit ermittelt wird. Die relative Luftfeuchtigkeit weist jedoch in der unteren Troposphäre meist höhere Werte auf. Die Sensitivitätsstudie zwischen  $PM_{2.5}$  und der relativen Luftfeuchtigkeit hat jedoch gezeigt, dass nur ein sehr kleiner Einfluss von der relativen Luftfeuchtigkeit ausgeht und dieser Aspekt wohl vernachlässigt werden kann.

## **Wetterlagen**

Die Windrosen der Messstationen stellen die typische Situation in der Westwindzone dar. Mehr als 35 % der Winde wehen aus westlicher oder südwestlicher Himmelsrichtung. Aufgrund der Orographie Europas ziehen Tiefdruckgebiete meist nördlich Deutschlands durch und werden vom Polarjet westwärts geschoben. Dabei treten häufig große Windgeschwindigkeiten auf und regionale Windsysteme werden überlagert. Bestimmte Windrichtungen deuten daher darauf, dass das Wettergeschehen durch großräumige Wetterlagen bestimmt wird.

Bei Hochdruckgebilden über Deutschland ändert sich die Windrichtung. Es entsteht eine geringe Grenzschichthöhe aufgrund absteigender Luftmassen und damit verbunden ist eine geringe Bewölkung. Diese Wetterlagen sind typischerweise von Ostwind und geringerer Windgeschwindigkeit geprägt. Für das Verfahren bedeutet das, dass diese Wetterlage optimal zur Erfassung der AOD und zur Bestimmung der Feinstaubkonzentration ist. Dieser Zusammenhang ist in der Windrose mit entsprechender Feinstaubkonzentration (Abbildung 12) erkenntlich, da der Ostwind die dominierende Windrichtung ist und wir in den Beobachtungen somit einen "Hochdruckbias" haben. Für die Feinstaubanalyse ist dieser Zusammenhang vorteilhaft, da die geringe Windgeschwindigkeit und niedrige Grenzschichthöhe bei diesen Wetterlagen die Akkumulation von Feinstaub in der unteren Schicht der Atmosphäre begünstigt. Durch die geringe Luftmassenbewegung stagniert der Feinstaub und wird kaum von den Quellen abtransportiert.

Lenschow et al. (2001) führten eine Analyse der Feinstaubsituation ( $PM_{10}$ ) in Berlin durch und bestätigten, dass die Feinstaubbelastung bei Ostwind größer als bei Westwind ist. In einer Untersuchung von Žibert et al. (2016) wurden räumliche Feinstaubverteilungsmuster ( $PM_{10}$ ) in ganz Europa untersucht und diese zu fünf charakteristischen Formierungen zusammengefasst. Sie kamen ebenfalls zu dem Ergebnis, dass hohe Feinstaubkonzentrationen anthropogenen Ursprungs in erster Linie bei Hochdruckgebilden auftreten. Geringere Windgeschwindigkeiten und eine stabilere atmosphärische Schichtung, werden in ihrer Begründung für die Akkumulation des Feinstaubes vorangestellt.

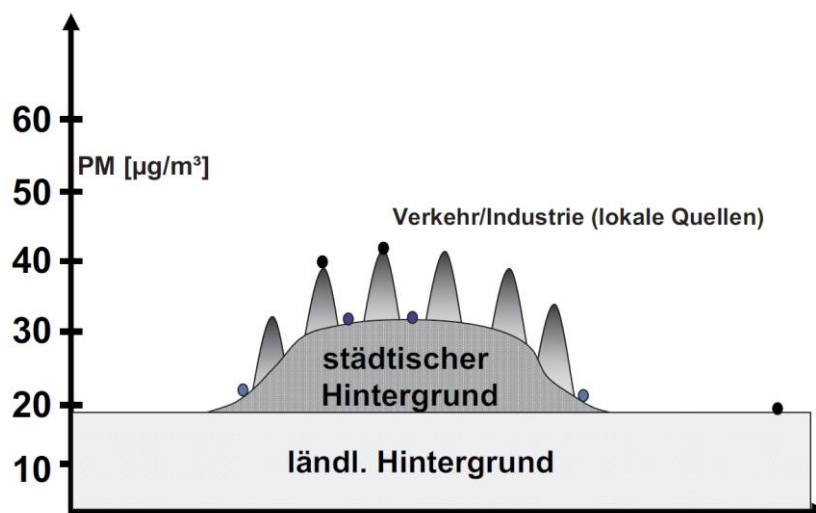
## 6.3 Zeitliche und räumliche Variabilität der Feinstaubkonzentration

### Räumliche Verteilung

Das satellitengestützte Verfahren zur Bestimmung der Feinstaubkonzentration liefert die räumliche Information über die Feinstaubverteilung. Dadurch lassen sich gut stark belastete Regionen identifizieren und die Verteilung des Feinstaubes nachvollziehen. Es handelt sich hierbei jedoch nur um eine Momentaufnahme der Feinstaubsituation. Ohne weitere Informationen, z. B. über die chemische Zusammensetzung oder Trajektorien, können die Quellen nicht identifiziert werden.

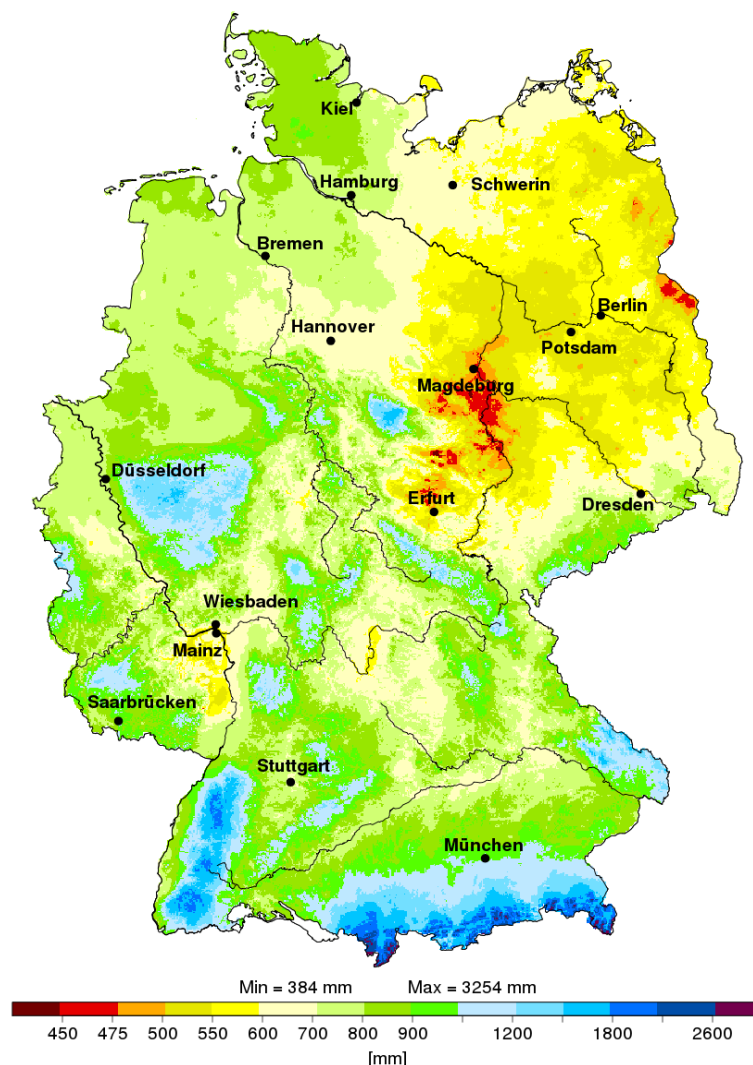
Ein Großteil des Feinstaubes wird nicht direkt emittiert, sondern entsteht erst durch sekundäre Bildung beim Transport. Lenschow et al. (2001) untersuchten in ihrer Studie in Berlin den Ursprung des gemessenen Feinstaubes anhand der chemischen Zusammensetzung. Dabei verwendeten sie in-situ Messdaten von über 30 Jahren verschiedener Stationen in Berlin. Die nähere Analyse des Feinstaubes ergab, dass etwa 55 % des Feinstaubes durch den Transport aus der Umgebung in die Stadt gelangen. Dabei werden etwa 35 % von Kraftwerken oder industriellen Anlagen emittiert und die restlichen 20 % entstehen durch den Verkehr und durch natürliche Quellen. Die städtische Hintergrundbelastung addiert sich auf die ländliche Hintergrundbelastung sowie die zusätzlichen lokalen Emissionen in verkehrsverdichteten Gebieten, die die Konzentrationsspitzen bilden (Abbildung 23).

Die direkte Zuordnung ist demzufolge problematisch, da ein Großteil des Feinstaubes nicht aus der direkten Umgebung stammt, sondern erst durch den Transport herangetragen wird. Es werden trotz alledem im Folgenden mögliche Ursachen und Zusammenhänge mit den Verteilungsmustern des Feinstaubes ausgeführt.



**Abbildung 23:** Schema der Anteile der Feinstaub(PM10)-Belastung in Ballungsräumen. Quelle: nach Lenschow et al., 2001)

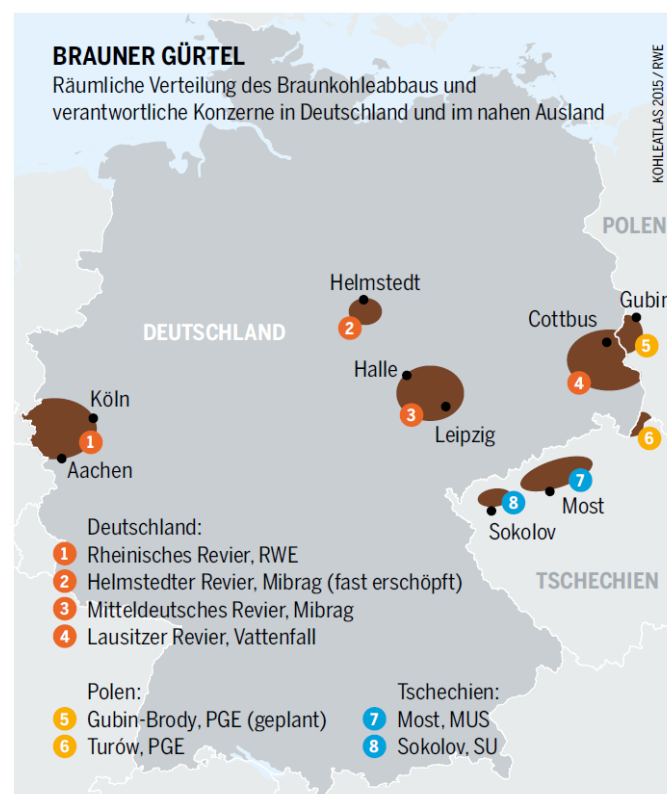
Die Feinstaubkartierung zeigt, dass es über Deutschland ein deutliches Gefälle der  $PM_{2.5}$ -Konzentration gibt. In der nördlichen Hälfte ist die Feinstaubkonzentration deutlich höher als in der südlichen Hälfte. Die Orographie spielt dabei eine große Rolle. In Tälern und Senken bilden sich vor allem im Winter Inversionswetterlagen, die die Aerosole nahe der Oberfläche und in Quellnähe einschließen (Chazette et al., 2005). Trotz Ausprägungen von lokalen Windsystemen, wie etwa einer Berg-Tal-Zirkulation kann die Barriere von den Aerosolen nicht überwunden werden und ein effektiver vertikaler Austausch mit der freien Atmosphäre findet nicht statt (Harnisch et al., 2009). Dieses Phänomen wird vor allem in der südlichen Hälfte Deutschlands sichtbar, in der das Gelände weitaus komplexer ist und von Bergen und Tälern geprägt wird. Vor allem der Rheingraben weist in Verbindung mit größeren Städten wie Frankfurt besonders hohe  $PM_{2.5}$ -Konzentrationen im Vergleich zur Umgebung auf.



**Abbildung 24:** 30-jähriger Jahresmittelwert des Niederschlags im Zeitraum 1961-1990 über Deutschland. Quelle: Deutscher Wetterdienst - Deutscher Klimaatlas.

Ein weiterer bedeutender Faktor ist der Niederschlag. Einerseits wäscht er die Aerosole aus der Luft und verhindert andererseits durch die Befeuchtung von Böden die Mobilisierung von Staub durch Aufwirbelung. Die Muster der räumlichen Verteilung des jährlichen Niederschlags (Abbildung 24) und der Feinstaubverteilung, zeigen daher große Übereinstimmungen. Der Niederschlag wird zwar auch vom Gelände beeinflusst, zeigt jedoch auch in anderen Regionen mit geringerem orographischem Einfluss deutliche Parallelen zum Feinstaub. Besonders deutlich wird der Zusammenhang bei der Betrachtung der Region Halle/Leipzig. Die durchschnittliche Niederschlagsmenge ist im Osten im Vergleich zu anderen Regionen Deutschlands sehr gering. In der Region Halle/Leipzig liegt die jährliche Niederschlagsmenge unter 500 mm. Hinzu kommt, dass große Flächen in dem Gebiet landwirtschaftlich genutzt werden. Dadurch werden im Sommer bei trockenen Bedingungen große Mengen an Staub auf den Ackerflächen aufgewirbelt.

Neben den natürlichen Faktoren gibt es in der Region Halle/Leipzig auch nennenswerte anthropogene Emissionen. Das Gebiet fällt in den Bereich des „braunen Gürtel“ Deutschlands, der die Lage der Braunkohle Förderstätten beschreibt (Abbildung 25). Das größte Braunkohlerevier ist das Rheinische Revier in Nordrheinwestfalen gefolgt von der Lausitz und dem Mitteldeutschen Revier bei Halle/Leipzig.



**Abbildung 25:** Räumliche Verteilung des Braunkohleabbaus und verantwortliche Konzerne in Deutschland und im nahen Ausland . Quelle Kohleatlas, 2015.

Die Förderung der Braunkohle findet in der Regel in Tagebauten mittels großer Schaufelradbagger statt. Hohe Feinstaubfreisetzungen finden beim Abbau, durch Winderosion der freigelegten Flächen, sowie beim Transport der Kohle mit LKWs statt. Aneja et al. (2012) führten PM<sub>10</sub> Messungen in Südwest Virginia in der direkten Nähe einer Braunkohleförderstätte und in einer Entfernung von einer Meile entlang des Transportweges der Kohle durch. Sie stellten fest, dass vor allem die Aktivität der Lkws einen großen Einfluss auf die Feinstaubbelastung in den Nachbargemeinden hat, da beim Transport der Kohle Feinstaub auch in der weiteren Umgebung verteilt wird.

Die Braunkohle wird in der Regel in der Nähe der Förderstätten in Braunkohlekraftwerken verbrannt. Bei der Umsetzung werden zusätzliche Schadstoffe frei. Bei der Verbrennung von Steinkohle werden mehr Schadstoffe emittiert als bei Braunkohle. Jedoch beträgt der Energiegehalt der Braunkohle nur ein Drittel, sodass eine größere Menge benötigt wird und folglich mehr Schadstoffe freigesetzt werden. Vielerlei klima- und gesundheitsrelevante Stoffe werden ausgestoßen, darunter befinden sich sowohl der Feinstaub als auch Vorläufersubstanzen des Feinstaubes. Das Braunkohlekraftwerk Neurath in Nordrheinwestfalen stieß 2012 im Betrieb 21 000 t Stickstoffoxide, 6 000 t Schwefeldioxide und 423 t Feinstaub aus (Kohleatlas, 2015).

Die Untersuchung der Stationstypen hat ergeben, dass es zwischen den verschiedenen Hintergründen nur kleine Unterschiede gibt. Der direkte Zusammenhang zwischen AOD und in-situ PM<sub>2.5</sub>-Messung ist bei den ruralen Stationen am größten. Der Grund für dieses Ergebnis könnte an der Auflösung von 10 x 10 km liegen. Diese ist zu klein um kleinere Siedlungen und Städte zu erfassen. Die Aufnahmen vom MODIS sind angemessen um die Hintergrundkonzentration zu erfassen, nicht aber punktuelle Emissionen, da kleine Maxima innerhalb der Pixel herausgemittelt werden.

In dieser Untersuchung hat sich gezeigt, dass sich der Zusammenhang zwischen AOD und bodennahe Feinstaubkonzentration sowohl räumlich als auch zeitlich stark verändert. Eine Korrektur der Beziehung ist daher dringend notwendig, wenn man aus der Säuleninformation auf die unterste Schicht schließen möchte. Nach der Korrektur ergeben sich für alle Stationen relativ gute Korrelationen. Der größte Korrelationskoeffizient zwischen berechneter und gemessener PM<sub>2.5</sub>-Konzentration findet man bei den suburbanen Stationen. Die Korrekturstationen befinden sich jedoch auch primär innerhalb oder in der Nähe großer Städte. Die Anzahl ruraler Stationen ist im Vergleich etwas niedriger. Bei der Interpolation werden die Korrekturparameter über die gesamte Fläche Deutschlands interpoliert ungeachtet, um welche Flächen (Gebirge, Stadt oder Land) es sich handelt. Der Bias zeigt, dass die urbanen Stationen am besten auf die Messungen angepasst wurden und dass die ruralen Stationen im Mittel am stärksten abweichen. Hingegen deutet der RMSE jedoch darauf, dass die Differenz der einzelnen Messungen mit den berechneten Daten bei den urbanen Stationen deutlich größer ist. Die Feinstaubkonzentration variiert in den urbanen Gebieten stärker und lässt sich schlechter von MODIS erfassen.

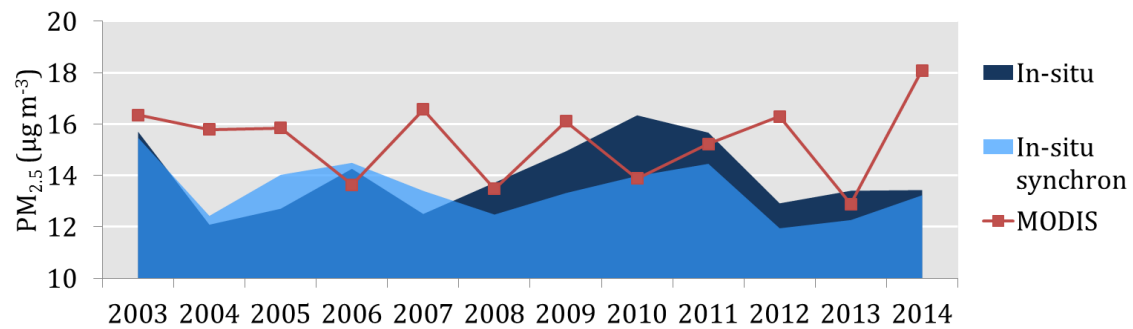


## Zeitliche Variabilität

Im Winter gibt es eine geringe Mächtigkeit der Grenzschichthöhe und Ausbildungen von stabileren Schichtungen der Atmosphäre. Dies führt zu einer Akkumulation der Aerosole in der untersten Schicht und zu hohen  $PM_{2.5}$ -Messwerten. Die hohe Antikorrelation zwischen Lufttemperatur und  $PM_{2.5}$ -Konzentration an den in-situ Stationen lässt einen großen Emissionsanteil der Heizungen und Heizöfen im Monat Januar vermuten. In der satellitenbasierten Analyse fallen unglücklicherweise die Wintermonate, eingeschlossen Januar, aus der Datenauswertung. Die Datenfügbarkeit ist durch die Bewölkung und Nebelbildung sowie Schnee und Eis, zu dieser Jahreszeit stark eingeschränkt. Vor allem in den Monaten November bis Februar gibt es kaum Daten. Das Maximum des Feinstaubs, das sich in der Regel im Februar befindet, kann daher mittels dieser Methodik nicht erfasst werden. Auch über die Anzahl der Tage mit Grenzwertüberschreitungen kann keine Aussage getroffen werden. Di Nicolantonio & Cacciari (2011) merkten in ihrer Untersuchung an, dass die Abschätzung der Tage mit Grenzwertüberschreitung mittels MODIS zwar ein gutes Hilfsmittel für die Überwachung der Luftqualität ist, jedoch aufgrund der geringen Datenmenge von MODIS vor allem im Winter stark unterschätzt wird. Über Deutschland wäre eine Aussage über die Grenzwertüberschreitungen mit durchschnittlich 35 Aufnahmen pro Gitterbox im Jahr nicht belastbar.

Obwohl die Feinstaubkonzentration im Winter bodennah deutlich höher ist als im Sommer, bedeutet das nicht, dass die Beobachtungen im Sommer weniger Relevanz hätten. Je nach Meteorologie und Zusammensetzung des Feinstaubs können die Aerosole unterschiedliche Auswirkungen auf die Gesundheit haben. Nawrot et al. (2007) untersuchten in einer Studie den Zusammenhang zwischen täglicher Mortalität und  $PM_{10}$ -Konzentration der einzelnen Jahreszeiten in Belgien. Sie fanden einen linearen Zusammenhang im Sommer, während der Zusammenhang im Winter nicht-linear war. Die gesundheitlichen Auswirkungen sind daher von der Jahreszeit abhängig und werden von der Lufttemperatur beeinflusst. Über die Gründe kann nur spekuliert werden, jedoch wiesen Nawrot et al. auf schädliche Mikroorganismen, die bei wärmeren Temperaturen häufiger auftreten und sich an Feinstaub anlagern können. Des Weiteren halten sich die Menschen im Sommer länger im Freien auf und sind daher den Schadstoffen länger ausgesetzt.

Die zwischenjährliche Variabilität der  $PM_{2.5}$ -Konzentration zeigt ein anderes Muster als die AOD. Aufgrund der unterschiedlichen Verteilung des Feinstaubs entlang der Grenzschichthöhe ändert sich im Verlauf des Jahres der Anteil der bodennahen Aerosole. Irreführend ist daher der direkte Vergleich zwischen mittlerer AOD und mittlere Feinstaubkonzentration des Jahres. Da beim Jahresmittelwert über alle Messungen gleichgewichtet gemittelt wird, die Messungen jedoch zu unterschiedlichen Zeitpunkten und zu unterschiedlicher Anzahl über die Monate und Jahre stattfinden, ist ein Jahresvergleich bei der derart geringen zeitlichen Abdeckung der Daten problematisch. Von Bedeutung ist aus welchen Daten sich der Jahresmittelwert zusammensetzt.

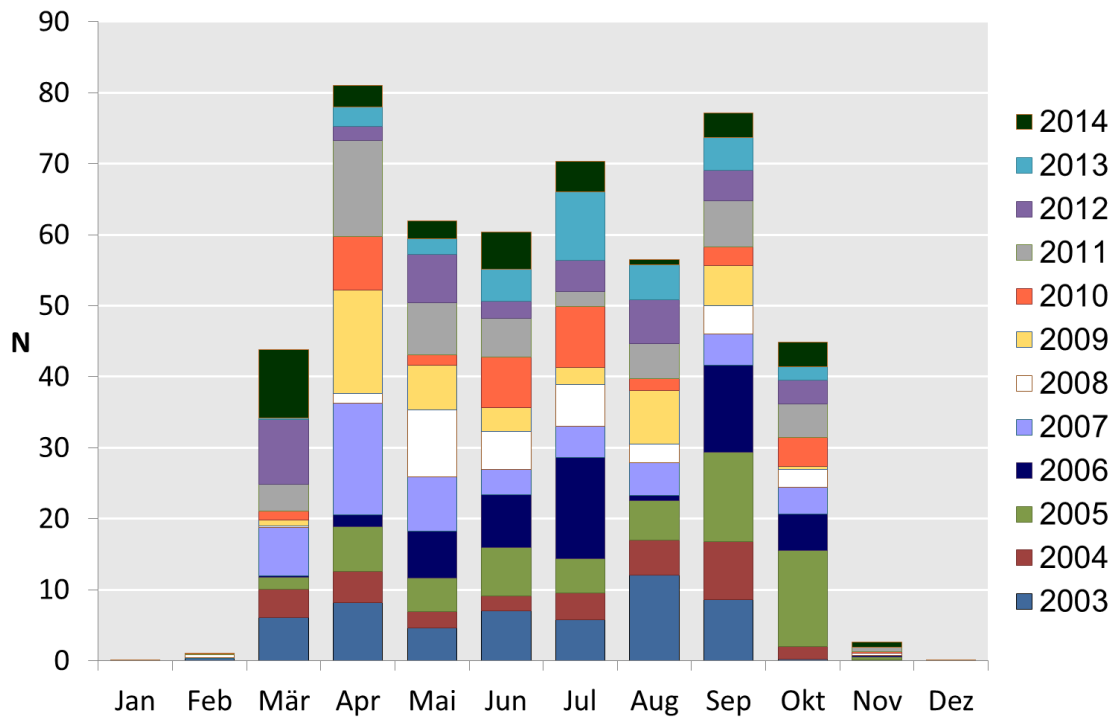


**Abbildung 26:** Jahresmittelwerte der PM<sub>2.5</sub>-Konzentration ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) der in-situ Messungen, der in-situ Messungen synchron zu den MODIS Aufnahmen und der berechneten PM<sub>2.5</sub>-Konzentration.

Abbildung 26 zeigt einerseits die satellitenbasierten Jahresmittlerwerte der PM<sub>2.5</sub>-Konzentration und andererseits die Jahresmittelwerte berechnet aus allen in-situ Messungen und berechnet aus den in-situ Messungen synchron zu den Aufnahmen der AOD. Es ist ein unterschiedlicher Verlauf der Jahresmittelwerte im Untersuchungszeitraum abhängig von der Datengrundlage deutlich zu erkennen. Die Jahresmittel berechnet aus den in-situ Messungen haben einen ähnlichen Verlauf, während die satellitenbasierten Jahresmittel sehr stark schwanken und einen anderen Verlauf zeigen.

Abbildung 27 zeigt die Anzahl der erfassten Werte für die AOD pro Gitterbox differenziert nach Monat und Jahr. Die Anzahl unterliegt sowohl einer starken monatlichen als auch jährlichen Schwankung. 2007, 2012 und 2014 setzt sich der Mittelwert zu einem großen Teil aus Messungen im März zusammen. In diesen Monaten ist die Abweichung von den in-situ Daten besonders groß und die mittlere PM<sub>2.5</sub>-Konzentration besonders hoch. Andererseits gibt es zum Beispiel 2006, 2008, 2010 und 2013 kaum Messungen der AOD durch MODIS in den kühleren Monaten und die PM<sub>2.5</sub>-Konzentration fällt entsprechend gering aus. Daraus erklären sich die unterschiedlichen Jahresmittelwerte. Wird in einem Jahr nur an Tagen hoher Feinstaubkonzentration (z. B. März) gemessen ist der Jahresmittelwert entsprechend hoch. Andersherum, wenn überwiegend Messungen an Tagen mit niedriger Feinstaubbelastung gemessen wird (Sommer), ist der Jahresmittelwert entsprechend gering.

Aufgrund der Korrektur des Zusammenhangs zwischen AOD und PM<sub>2.5</sub> und den miteinhergehenden jahreszeitlich unterschiedlichen Korrekturparametern, weichen die Mittelwerte der AOD und der Feinstaubkonzentration durch die unterschiedliche Zusammensetzung stark voneinander ab. Ersichtlich wird das vor allem beim Vergleich des Jahres 2003 mit 2014. Die AOD ist im Jahresmittel in 2003 relativ groß und 2014 relativ klein. Der Mittelwert der Feinstaubkonzentration verhält sich gerade umgekehrt mit relativ kleinem Wert in 2003 und relativ großem Wert 2014.



**Abbildung 27:** Mittlere Anzahl der Aufnahmen der Aerosol optischen Dicke pro Gitterbox differenziert nach Monat und Jahr.

Um einen Vergleich zwischen den Jahresmittelwerten vornehmen zu können, muss die Datengrundlage bestimmten Voraussetzungen entsprechen. Die Anzahl der Aufnahmen müssen über das Jahr hinweg gleich verteilt sein, damit der Mittelwert das Jahr angemessen repräsentiert. Ist die gleichmäßige Verteilung über das Jahr hinweg nicht möglich, z. B. aufgrund unterschiedlicher Bewölkung oder Schneebedeckung im Winter, sollte zumindest die Zusammensetzung der Daten von Jahr zu Jahr im selben Verhältnis stehen. Die Daten, die vom MODIS erfasst werden entsprechen keines der beiden Anforderungen. Daher ist ein Vergleich der Jahresmittelwerte höchst kritisch zu betrachten. Leider lässt die derzeitige Datenlage eine bessere Vergleichbarkeit nicht zu.

# Kapitel 7 – Zusammenfassung & Ausblick

In dieser Arbeit wurden satellitengestützte Beobachtungen der Aerosol optischen Dicke von MODIS Aqua sowie synoptische meteorologische Daten zur Grenzschichthöhe und relativen Luftfeuchtigkeit des ECMWF verwendet, um bodennahe  $PM_{2.5}$ -Konzentrationen abzuleiten. Dabei wurden alle Daten im Zeitraum 2003 bis 2014 ausgewertet. Die Untersuchung hat gezeigt, dass das Verfahren großes Potenzial für die Beobachtung der Luftqualität birgt. Die Methode ist geeignet, um belastete Gebiete flächendeckend zu identifizieren und die Reichweite der Verschmutzung einzuschätzen. Der Auswertung muss jedoch eine Korrektur für jeden Standort und jede Saison vorangehen, da die Beziehung zwischen AOD und  $PM_{2.5}$  räumlich und zeitlich stark variiert und unterschiedliches saisonales Verhalten der beiden Größen besteht.

Es konnte nach der Korrektur eine gute Korrelation zu in-situ Messungen festgestellt werden ( $R = 0.77$ ). Die verschiedenen Stationshintergründe spielen dabei nur eine untergeordnete Rolle. In den kühleren Monaten (März und November) erhält man den stärksten Zusammenhang der beiden Größen. In dieser Arbeit wurde von einem linearen Zusammenhang zwischen AOD und bodennaher  $PM_{2.5}$ -Konzentration ausgegangen. In einer Studie von Li et al. (2016) wurde jedoch festgestellt, dass mit einem nicht-linearen Modell ein eventuell noch besseres Ergebnis erzielt werden kann. Anschließend an diese Arbeit könnte daher auch der nicht-lineare Zusammenhang der beiden Größen über Deutschland untersucht und die Beziehung abschnittsweise in verschiedenen Wertebereichen der AOD mit der bodennahen Feinstaubkonzentration betrachtet werden. Für solch eine Untersuchung wird aufgrund der größeren Zahl an Freiheitsgraden eine größere Menge an Daten benötigt. Die vorliegende Datengrundlage ist dafür nicht ausreichend, da in einigen Regionen und Zeiträumen kaum Daten vorhanden sind.

Die  $PM_{2.5}$ -Karten der räumlichen Verteilung über Deutschland zeigen, dass die Orographie und die Besiedlungsdichte einen großen Einfluss auf die durchschnittlichen Feinstaubkonzentrationen haben. In Kessellagen und insbesondere in Ballungsräumen (z. B. Ruhrgebiet und Berlin) ist die Feinstaubkonzentration stark erhöht. Auch in Ostdeutschland finden sich höhere Feinstaubwerte. In höheren Lagen und komplexem Gelände (z. B. Schwarzwald, Alpenvorland, Harz) ist die Feinstaubkonzentration vergleichsweise gering. Auch der Süden Deutschlands ist im Flächenmitteln von geringerer Feinstaubbelastung betroffen. In einigen Kessellagen (z. B. Rheingraben) entstehen aber auch im Süden aufgrund des beschränkten Luftmassenaustauschs höhere Feinstaubbelastungen.

Eine Sensitivitätsstudie hat gezeigt, dass die meteorologischen Parameter, insbesondere die Grenzschichthöhe einen großen Einfluss auf die Beziehung zwischen AOD und bodennaher Feinstaubkonzentration haben. Das Berücksichtigen der räumlichen und zeitlichen Variabilität der meteorologischen Größen führt zu einer starken Verbesserung der Korrelation zwischen AOD und den abgeleitete PM<sub>2.5</sub>-Werten (Verbesserung von  $R = 0.39$  auf  $R = 0.51$ ). Zu erwarten wäre eine weitere Verbesserung des Zusammenhangs bei höher auflösenden Daten der meteorologischen Parameter. Einflüsse der Orographie konnten bei der groben Auflösung der Daten nicht erfasst werden. Tatsächlich gibt es jedoch sehr große Unterschiede der Grenzschichthöhe abhängig von der Oberflächenrauigkeit, bzw. dem Relief der Erde. Auch Grenzschichteffekte durch die städtische Wärmeinsel werden bei der Auflösung der verwendeten meteorologischen Daten nicht sichtbar.

Im Verfahren kann die Ableitung der Feinstaubkonzentration weiter verbessert werden, wenn die vertikale Verteilung der Aerosole besser erfasst wird. Diese Information fehlt bei dieser Untersuchung und führt zu einem schlechteren Ergebnis im Sommer. Zu dieser Jahreszeit ist die Ableitung der Feinstaubkonzentration problematischer, da der Anteil der Extinktion entlang der Luftsäule vermehrt an Aerosolen in großer Höhe stattfindet, die nicht an den Bodenstationen erfasst werden können. In weiterführenden Untersuchungen können zusätzliche Hilfsmittel, wie z. B. Modellrechnungen der vertikalen Verteilung der Aerosole oder LIDAR-Messungen des vertikalen Extinktionsprofils zusätzliche Informationen zur vertikalen Verteilung beitragen und das Verfahren verbessern.

Die Untersuchung der Abhängigkeit von der Windrichtungen hat gezeigt, dass auch andere meteorologische Größen im Zusammenhang mit der Feinstaubbelastung und der Anwendbarkeit des Verfahrens stehen. Großräumige Wetterlagen und Druckgebilde wirken sich insbesondere aufgrund der Bewölkung auf die Bestimmung der AOD aus. Weiterführend kann zu dieser Untersuchung der genauere Zusammenhang von großräumigen Zirkulationsmustern auf die Feinstaubverteilung und auf die Anzahl der Beobachtungen von MODIS durchgeführt werden. Darüber hinaus können auch andere Parameter, wie der Niederschlag oder die Lufttemperatur auf ihren Einfluss getestet werden. In der Studie von Koelemeijer et al. (2006) wurde z. B. eine starke Antikorrelation der Feinstaubkonzentration mit dem Niederschlag festgestellt. Die Betrachtung der jährlichen Niederschlagsverteilung über Deutschland im Vergleich zu der Feinstaubverteilung lässt auch in Deutschland einen starken Zusammenhang vermuten (z. B. höhere PM<sub>2.5</sub>-Werte über mitteldeutschen Bördelandschaften). Eine fortführende Analyse der Beziehung zwischen PM<sub>2.5</sub>-Konzentration und Niederschlag könnte weiteren Aufschluss über den saisonalen Verlauf des PM<sub>2.5</sub> bringen.

Das Verfahren wird in erster Linie durch die Grenzen bei der Ermittlung der AOD limitiert. Bei Bewölkung, Schnee und Eis, sowie nicht klassifizierbaren Oberflächen, kann die AOD nicht erfasst werden. So ergeben sich Gebiete und Jahreszeiten mit niedriger Erfassungsrate. Dazu gehören Küstenregionen, Regionen mit Binnengewässern und Schneebedeckung. Ebenso fehlen Informationen über die Aerosolzusammensetzung, sodass der Anteil des Feinstaubes an der AOD nur geschätzt werden kann. So kommt es z. B. an den Küsten zu großer AOD, die vermutlich größtenteils durch größere Seesalz-Partikel verursacht wird.

Aufgrund der groben Auflösung des NASA Produkts der AOD von  $10 \times 10$  km, ist die Datenausbeute relativ gering, da schon bei kleiner Wolkenkontamination die Bestimmung fehlschlägt. Mit diesem Umstand liegt die durchschnittliche jährliche Erfassung lediglich bei 35 Aufnahmen. Somit ist eine quantitative Aussage zu Grenzwertüberschreitungen oder Betrachtungen von ausgewählten Zeiträumen problematisch. Die Verbesserung der räumlichen und zeitlichen Abdeckung wäre nicht nur durch neue Satelliten mit besseren Sensoren möglich, sondern könnte auch erreicht werden, indem mehrere Satelliten und Sensoren in das Verfahren eingebunden werden, oder die MODIS Daten in ihrer vollen räumlichen Auflösung von  $1 \times 1$  km ausgewertet werden würden. Die NASA arbeitet gerade an einem Verfahren namens MultiAngle Implementation of Atmospheric Correction (MAIAC), das auch multitemporale Beobachtungen zur Bestimmung der AOD auswertet und die räumliche Auflösung von  $1 \times 1$  km erreicht (Lyapustin et al., 2011). Die Daten liegen jedoch auf Grund der rechenintensiven Auswertung für Deutschland noch nicht vor.

Bei der Einbindung mehrerer Instrumente, müsste eine jeweilige Korrektur durchgeführt werden, bevor die Daten zusammengeführt werden. Jedoch kann eine Ausweitung der Datenquelle die räumliche und zeitliche Abdeckung deutlich verbessern. Insbesondere könnten Sensoren mit höherer räumlicher Auflösung (jedoch zeitlich geringerer Auflösung) zu einer besseren Beobachtung bei Wetterlagen mit Bewölkung führen. Da die Pixel kleiner sind und eine kleinere Fläche erfassen, ist die Wahrscheinlichkeit größer, wolkenfreie Bedingungen bzw. eine Wolkenlücke anzutreffen.

Ein Beispiel für ein weiteres Instrument, das sich für dieses Verfahren qualifiziert, ist der Satellit Sentinel-3. Es handelt sich dabei um ein Satellitenpaar, das zur Umweltbeobachtung von Land und Ozean entwickelt wurde und die auf identischer Umlaufbahn mit  $180^\circ$  Versetzung die Erde umkreisen. Der erste Satellit wurde am 16. Februar 2016 in seinen Orbit geschickt, der zweite Start ist für November 2017 geplant. An Bord befinden sich die Sensoren Ocean and Land Color Instrument (OLCI) und Sea and Land Surface Temperature Radiometer (SLSTR), die für das Verfahren eingesetzt werden können, da sie die Aerosol optische Dicke liefern.

Zusammenfassend zeigt diese Arbeit, dass eine Ableitung der bodennahen Feinstaubkonzentration anhand der AOD möglich ist und unter Hinzunahme meteorologischer Parameter gute Übereinstimmungen mit in-situ Messungen zeigt. Die Validierung mit den Daten der in-situ Hintergrundstationen ergab einen Korrelationskoeffizienten von  $R = 0.77$ , einen Bias von  $0.14 \mu\text{g m}^{-3}$  und einen RMSE von  $5.73 \mu\text{g m}^{-3}$ . Es gibt jedoch auch noch einige Weiterentwicklungsmöglichkeiten, die vor allem die räumliche und zeitliche Abdeckung der AOD, sowie die Parametrisierung der Aerosolzusammensetzung und der vertikalen Verteilung betrifft. Mit einigen Anpassungen an Standort und Jahreszeit birgt das Verfahren großes Potenzial für die räumliche Luftqualitätsbeobachtung.

# Literaturverzeichnis

- Alduchov, O., & Eskridge, R. (1996): Improved Magnus form approximation of saturation vapor pressure. *Journal of Applied Meteorology*, **35**, 601-609.
- Al-Saadi, J., Szykman, J., Pierce, R.B., Kittaka, C., Neil, D., Chu, D.A., Remer, L., Gumley, L., Prins, E., Weinstock, L., MacDonald, C., Wayland, R., Dimmick, F., Fishman, J. (2005): Improving National Air Quality Forecasts with Satellite Aerosol Observations. *Bulletin of the American Meteorological Society*, **86**, 1249-1261.
- Amtsblatt der Europäischen Union, **L 152**, 11. Juni 2008.
- An, X., Zhu, T., Wang, Z., Li, C., & Wang, Y. (2007): A Modeling Analysis of a Heavy Air Pollution Episode Occurred in Beijing. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **7**, 3103-3114.
- Aneja, V., Isherwood, A., & Morgan, P. (2012): Characterization of particulate matter (PM<sub>10</sub>) related to surface coal mining operations in Appalachia. *Atmospheric Environment*, **54**, 4996-501.
- Barnaba, F., Putaud, J., Gruening, C., dell'Acqua, A., & Dos Santos, (2010): Annual cycle in co-located in situ, total-column, and height-resolved aerosol observations in the Po Valley (Italy): Implications for ground-level particulate matter mass concentration estimation from remote sensing. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, **115**, 1-22.
- Chazette, P., Randriamiarisoa, H., Sanak, J., Bonsang, B., Moral, P., Berthier, S., . . . Couvert, P. (2005): Three-dimensional survey of pollution during winter in French Alps valley. *Atmospheric environment*, **39**, 1035-1047.
- Chu, D., Kaufman, Y., Ichoku, C., Remer, L., Tanré, D., & Holben, B. (2002): Validation of MODIS aerosol optical depth retrieval over land. *Geophysical research letters*.
- Di Nicolantonio, W., Cacciari, A., & Tomasi, C. (2009): Particulate matter at surface: Northern Italy monitoring based on satellite remote sensing, meteorological fields, and in-situ sampling. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, **2**, 284-292.
- Di Nicolantonio, W., & Cacciari, A. (2011): MODIS multiannual observations in support of air quality monitoring in Northern Italy. *Italian Journal of Remote Sensing*, **4**, 97-109.
- Engel-Cox, J. A., Holloman, C. H., & Coutant, B. W. (2004): Qualitative and quantitative evaluation of MODIS satellite sensor data for regional and urban scale air quality. *Atmospheric Environment*, **38**, 2495-2509.

- Engel-Cox, J., Hoff, R., Rogers, R., Dimmick, F., Rush, A., Szykman, J. J., Al-Saadie, J., Chu, D. A., Zell, E. R. (2006): Integrating lidar and satellite optical depth with ambient monitoring for 3-dimensional particulate characterization. *Atmospheric Environment*, **4**, 8056-8067.
- Gupta, P., Christopher, S., Wang, J., Gehrig, R., Lee, Y., & Kumar, N. (2006): Satellite remote sensing of particulate matter and air quality assessment over global cities. *Atmospheric Environment*, **40**, 5880-5892.
- Gupta, P., & Christopher, (2008): An evaluation of Terra-MODIS sampling for monthly and annual particulate matter air quality assessment over the Southeastern United States. *Atmospheric Environment*, **42**, 6465-6471.
- Hansen, J., & Travis, L. (1974): Light scattering in planetary atmospheres. *Space Science Reviews*, **16**, 527-610.
- Harnisch, F., Gohm, A., Schnitzhofer, R., Hansel, A., & Neininger, B. (2009): Spatial distribution of aerosols in the Inn Valley atmosphere during wintertime. *Meteorology and atmospheric physics*, **103**, 223-235.
- Heinrich-Böll-Stiftung. (2015): Coal atlas Data and facts about a global fuel.
- Hodzic, A., Madronich, S., Bohn, B., Massie, S., Menut, L., & Wiedinmyer, C. (2007): Wildfire particulate matter in Europe during summer 2003: meso-scale modeling of smoke emissions, transport and radiative effects. *Atmospheric chemistry and physics*, **7**, 4043-4064.
- Hoff, R., & Christopher, (2009): Remote sensing of particulate pollution from space: have we reached the promised land? *Journal of the Air & Waste Management Association*, **59**, 645-675.
- Holben, B., Eck, T., Slutsker, I., Tanré, D., Buis, J., Setzer, A., Vermote, E., Reagan, J. A., Kaufman, Y. J., Nakajima, T., Lavenue, F., Jankowiak, I., Smirnov, A. (1998): AERONET - A federated instrument network and data archive for aerosol characterization. *Remote sensing of environment*, **66**, 1-16.
- Jefferson, A. (2005): Aerosol observing system (AOS) handbook. *ARM TR*, **14**.
- Kacenelenbogen, M., Leon, J., Chiapello, I., & Tanré, D. (2006): Characterization of Aerosol Pollution Events in France Using Ground-Based and POLDER-2 Satellite Data. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **6**, 4843-4849.
- Kaufman, Y., Tanré, D., Remer, L., Vermote, E., Chu, A., & Holben, B. (1997): Operational remote sensing of tropospheric aerosol over land from EOS moderate resolution imaging spectro-radiometer. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **10**, 17051-12067.
- Koelemeijer, R., Homan, C., & Matthijsen, J. (2006): Comparison of spatial and temporal variations of aerosol optical thickness and particulate matter over Europe. *Atmospheric Environment*, **40**, 5304-5315.



- Kuhlbusch, T., John, A., & Fissan, H. (2001): Diurnal variations of aerosol characteristics at a rural measuring site close to the Ruhr-Area, Germany. *Atmospheric Environment*, **35**, 13-21.
- Lenschow, P., Abraham, H., Kutzner, K., Lutz, M., Preuß, J., & Reichenbacher, W. (2001): Some ideas about the sources of PM<sub>10</sub>. *Atmospheric Environment*, **35**, 23-33.
- Levy, R., Remer, L., & Dubovik, O. (2007a): Global aerosol optical properties and application to Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer aerosol retrieval over land. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **112**.
- Levy, R., Remer, L., Mattoo, S., Vermote, E., & Kaufman, Y. (2007b): Second-generation operational algorithm: Retrieval of aerosol properties over land from inversion of Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer spectral reflectance. *Journal of Geophysical Research*, **112**, D13211, doi:10.1029/2006JD007811.
- Levy, R., Mattoo, S., Munchak, L., Remer, L., Sayer, A., Patadia, F., & Hsu, N. (2013): The Collection 6 MODIS aerosol products over land and ocean. *Atmospheric Measurement Techniques*, **6**, 2989-3034.
- Li, S., Joseph, E., & Min, Q. (2016): Remote sensing of ground-level PM<sub>2.5</sub> combining AOD and backscattering profile. *Remote Sensing of Environment*, **183**, 120-128.
- Liu, Y., Sarnat, J.A., Kilaru, A., Jacob, D.J., Koutrakis, P. (2005): Estimating Ground-Level PM<sub>2.5</sub> in the Eastern United States Using Satellite Remote Sensing. *Environmental Science & Technology*, **39**, 3269-3278.
- Liu, Y., Franklin, M., Kahn, R., Koutrakis, P. (2007): Using Aerosol Optical Thickness to Predict Ground-Level PM<sub>2.5</sub> Concentrations in the St. Louis area: a Comparison between MISR and MODIS. *Remote Sensing of Environment*, **107**, 33-44.
- Lyapustin, A., J. Martonchik, Y. Wang, I. Laszlo, and S. Korkin (2011): Multiangle implementation of atmospheric correction (MAIAC): 1. Radiative transfer basis and look-up tables, *J. Geophys. Res.*, **116**, D03210, doi:10.1029/2010JD014985.
- Ma, X., & Yu, F. (2015): Seasonal and spatial variations of global aerosol optical depth: multi-year modelling with GEOS-Chem-APM and comparisons with multiple-platform observations. *Tellus B*, **67**, 1-15.
- Medina, (2012): *Summary report of the APHEKOM project 2008–2011*. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice Cedex.
- Mie, G. (1908): Beiträge zur Optik trüber Medien, speziell kolloidaler Metallösungen. *Annalen der Physik*, **330**, 377–445.
- Nawrot, T., Torfs, R., Fierens, F., De Henauw, P., Hoet, P., Van Kersschaever, G., De Backer, G., Nemery, B. (2007): Stronger associations between daily mortality and fine particulate air pollution in summer than in winter: evidence from a heavily polluted region in western Europe. *Journal of epidemiology and community health*, **61**, 146-149.

- Pagano, T., & Durham, R. (1993): Moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS): *Proc. SPIE 1939, Sensor Systems for the Early Earth Observing System Platforms*, **2**.
- Pascal, M., Corso, M., Chanel, O., Declercq, C., Badaloni, C., Cesaroni, G., Henschel, S., Meister, K., Haluza, D., Martin-Olmedo, P., Medina, S. (2013): Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: Results of the Aphekom project. *Science of the Total Environment*, **449**, 390-400.
- Pitz, M., Schmid, O., Birmili, J., Maguhn, W., Zimmermann, R., Wichmann, H. E., Peters, A., Cyrys, J. (2008): Seasonal and diurnal variation of PM<sub>2.5</sub> apparent particle density in urban air in Augsburg, Germany. *Environmental science & technology*, **42**, 5087-509.
- Pope III, C., & Dockery, D. (2006): Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Journal of the air & waste management association*, **56**, 709-742.
- Putaud, J., Raes, F., Van Dingenen, R., Brüggemann, E., Facchini, M. C., Decesari, S., Fuzzi, S., Gehrig, R., Hüglin, C., Laj, P., Lorbeer, G., Maenhaut, W., Mihalopoulos, N., Müller, K., Querol, X., Rodriguez, S., Schneider, J., Spindler, G., Brink, H. t., Tørseth, K., Wiedensohler, A. (2004): A European aerosol phenomenology—2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric environment*, **38**, 2579-2595.
- Rebetez, M., Mayer, H., Dupont, O., Schindler, D., Gartner, K., Kropp, J., & Menzel, A. (2006): Heat and drought 2003 in Europe: a climate synthesis. *Annals of Forest Science*, **63**, 569-577.
- Roedel, W., & Wagner, T. (2011): Strahlung und Energie in dem System Atmosphäre/Erdoberfläche. In: *Physik unserer Umwelt: Die Atmosphäre*, 1-64. Springer Berlin Heidelberg.
- Schaap, M., Apituley, A., Timmermans, R., Koelemeijer, R., & Leeuw, G. (2009): Exploring the relation between aerosol optical depth and PM<sub>2.5</sub> at Cabauw, the Netherlands. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **9**, 909-925.
- Suominen, T., Tolvanen, H., & Kalliola, R. (2010): Surface Layer Salinity Gradients and Flow Patterns in the Archipelago Coast of SW Finland, Northern Baltic Sea. *Marine environmental research*, **69**, 216-226.
- Thunis, P., Pederzoli, A., & Pernigotti, D. (2012): Performance criteria to evaluate air quality modeling applications. *Atmospheric Environment*, **59**, 476-482.
- Trigo, R., Pereira, J., Pereira, M., Mota, B., Calado, T., Dacamara, C., & Santo, F. (2006): Atmospheric conditions associated with the exceptional fire season of 2003 in Portugal. *International Journal of Climatology*, **26**, 1741-1757.
- Tsai, T., Jeng, Y., Chu, D., Chen, J., & Chang, (2011): Analysis of the relationship between MODIS aerosol optical depth and particulate matter from 2006 to 2008. *Atmospheric Environment*, **45**, 4777-4788.

- Van Donkelaar, A., Martin, R., & Park, R. (2006): Estimating ground-level PM<sub>2.5</sub> using aerosol optical depth determined from satellite remote sensing. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **111**(D21).
- Van Donkelaar, A., Martin, R. V., Brauer, M., Kahn, R., Levy, R., Verduzco, C., Villeneuve, P. J. (2010): Global Estimates of Ambient Fine Particulate Matter Concentrations from Satellite-Based Aerosol Optical Depth: Development and Application. *Environmental Health Perspectives*, **118**: 848-855.
- Van Donkelaar, A., Martin, R., Levy, R., da Silva, A., Krzyzanowski, M., Chubarova, N., & Cohen, A. (2011): Satellite-based estimates of ground-level fine particulate matter during extreme events: A case study of the Moscow fires in 2010. *Atmospheric Environment*, **45**, 6225-6232.
- Wang, J., & Christopher, A. (2003): Intercomparison between satellite-derived aerosol optical thickness and PM<sub>2.5</sub> mass: Implications for air quality studies. *Geophysical Research Letters*, **30**.
- Wen, L., Jin, J., & Wojcik, M. (2011): High-resolution simulations of particulate matter emitted by different agriculture tillage under different weather conditions in California, USA. *Environmental Earth Sciences*, **64**, 1021-1029.
- Xin, J., Gong, C., Liu, Z., Gao, W., Song, T., Pan, Y., Sun, Y., Ji, D., Wang, L., Tang, G., Wang, Y. (2016): The observation-based relationships between PM<sub>2.5</sub> and AOD over China. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, **121**, 10701-10716.
- Žibert, J., Cedilnik, J., & Pražnikar, J. (2016): Particulate matter (PM<sub>10</sub>) patterns in Europe: An exploratory data analysis using non-negative matrix factorization. *Atmospheric Environment*, **132**, 217-228.

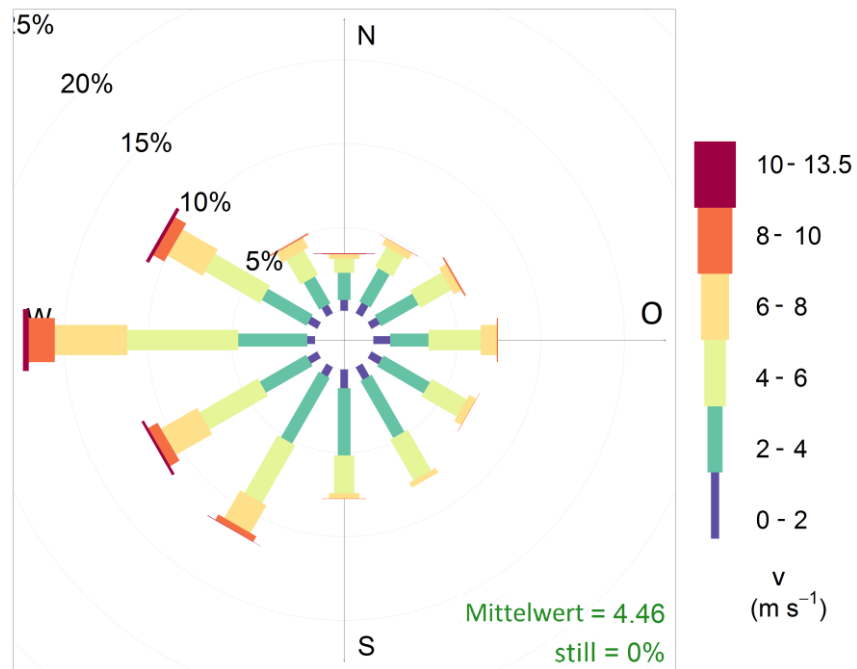
# Anhang

**Tabelle 9:** Standorte und Hintergrundart der Korrekturstationen.

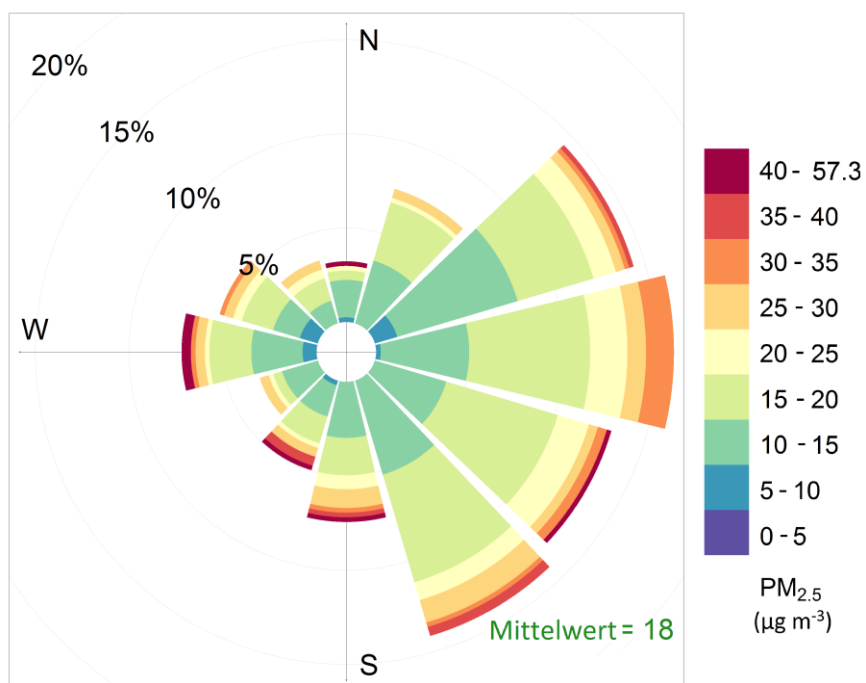
Korrekturstationen				Korrekturstationen			
Station	Geogr. Breite	Geogr. Länge	Typ	Station	Geogr. Breite	Geogr. Länge	Typ
Andechs/Rothenefeld	48.0	11.2	rural	Augsburg/Bourges-Platz	48.4	10.9	urban
Bornhöved	54.1	10.2	rural	Berlin Mitte, Brückenstraße	52.5	13.4	urban
Burgbernheim/Am Hessinggraben	49.4	10.3	rural	Berlin Wedding-Amrumer Str.	52.5	13.3	urban
Collmberg	51.3	13.0	rural	Bad Kreuznach-Bosenheimer Straße	49.8	7.9	urban
Hasenholz	52.6	14.0	rural	Bremen-Ost	53.1	8.9	urban
Jadebusen	53.6	8.1	rural	Dortmund-Eving	51.5	7.5	urban
Pfälzerwald-Hortenkopf	49.3	7.8	rural	Dresden-Winckelmannstr.	51.0	13.7	urban
Schwäbische Alb	48.3	9.2	rural	Düsseldorf-Lörick	51.2	6.7	urban
Schwartenberg	50.7	13.5	rural	Freiburg	48.0	7.8	urban
Schwarzwald-Süd	47.8	7.8	rural	Greiz Mollbergstr.	50.7	12.2	urban
Soest-Ost	51.6	8.1	rural	Güstrow	53.8	12.2	urban
Unterharz / Friedrichsbrunn	51.7	11.0	rural	Halle/Nord	51.5	12.0	urban
Waldhof	52.8	10.8	rural	Hamburg Wilhelmsburg	53.5	10.0	urban
Wendland	53.0	11.2	rural	Hannover	52.4	9.7	urban
Westerwald-Neuhäusel	50.4	7.7	rural	Karlsruhe-Nordwest	49.0	8.4	urban
Aschaffenburg/Bussardweg	50.0	9.1	suburban	Kassel-Mitte	51.3	9.5	urban
Augsburg/LfU	48.3	10.9	suburban	Magdeburg/West	52.1	11.6	urban
Berlin Buch	52.6	13.5	suburban	Mainz-Zitadelle	50.0	8.3	urban
Blankenfelde-Mahlow	52.3	13.4	suburban	München/Lothstraße	48.2	11.6	urban
Burg	52.3	11.9	suburban	Nürnberg/Muggenhof	49.5	11.0	urban
Datteln-Hagem	51.6	7.3	suburban	Potsdam-Zentrum	52.4	13.1	urban
Elsterwerda	51.5	13.5	suburban	Rostock-Warnemünde	54.2	12.1	urban
Emsland	52.5	7.3	suburban	Saarbrücken-City	49.2	7.0	urban
Gelsenkirchen-Bismarck	51.5	7.1	suburban	Schwerte	51.4	7.6	urban
Halle/Ost	51.5	12.0	suburban	Stuttgart Bad Cannstatt	48.8	9.2	urban
Nauen	52.6	12.9	suburban	Wuppertal-Langerfeld	51.3	7.2	urban
Trostberg/Schwimmbadstraße	48.0	12.5	suburban	Zella-Mehlis	50.7	10.7	urban
Tübingen	48.5	9.1	suburban				
Unna-Königsborn	51.5	7.7	suburban				
Wesel-Feldmark	51.7	6.6	suburban				

**Tabelle 10:** Standorte und Hintergrundart der Validierungsstationen.

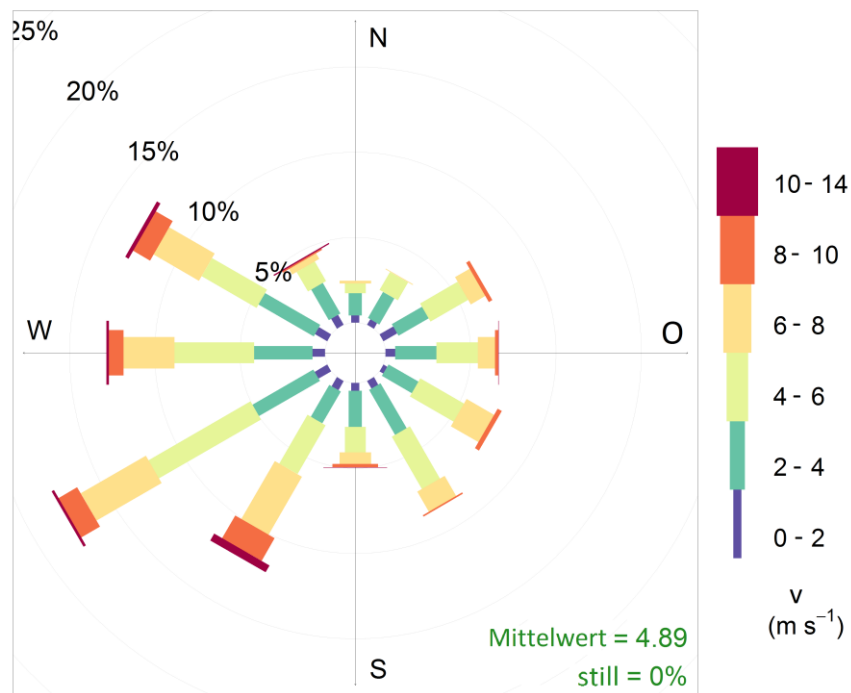
Validierungsstationen				Validierungsstationen			
Station	Breite	Länge	Typ	Station	Breite	Länge	Typ
Bad Arolsen	51.43	8.93	rural	Berlin Neukölln-Nansenstraße	52.49	13.43	urban
Domäne Bobbe	51.84	11.89	rural	Cottbus	51.75	14.33	urban
Schauinsland	47.91	7.91	rural	Erfurt Krämpferstr.	50.98	11.04	urban
Schmücke	50.65	10.77	rural	Frankfurt-Ost	50.13	8.75	urban
Simmerath (Eifel)	50.65	6.28	rural	Kaiserslautern-Rathausplatz	49.45	7.77	urban
Brandenburg a.d. Havel	52.42	12.55	suburban	Leipzig-West	51.32	12.30	urban
Essen-Schuir (LANUV)	51.41	6.97	suburban	Lübeck-St. Jürgen	53.84	10.70	urban
Göttingen	51.55	9.95	suburban	Ulm	48.40	9.98	urban
Weil am Rhein	47.59	7.63	suburban	Wiesbaden-Süd	50.05	8.24	urban
Weserbergland	52.17	9.06	suburban				



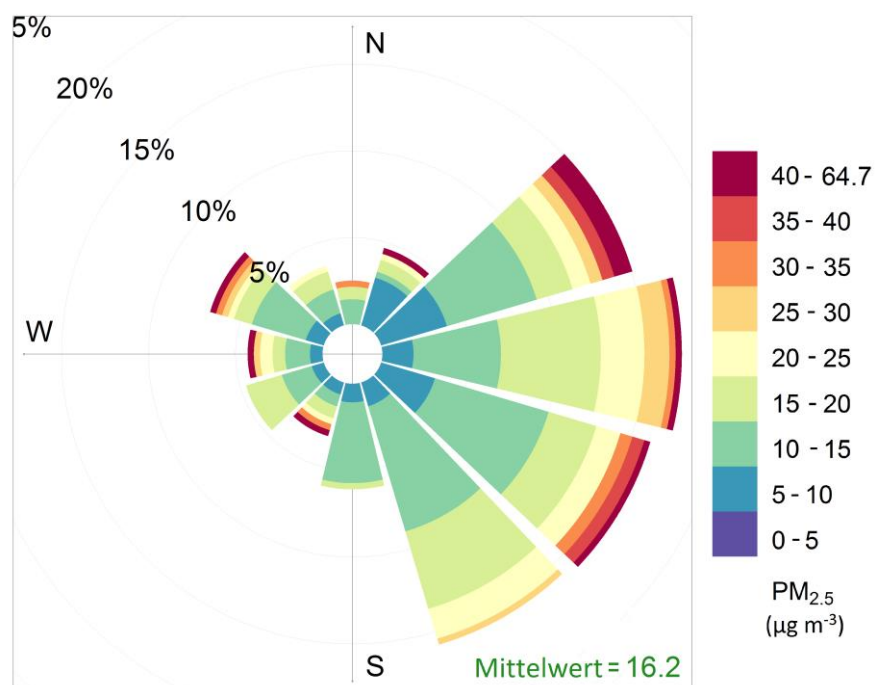
**Abbildung 28:** Windrose am Standort Berlin Mitte (Brückenstraße) für den Untersuchungszeitraum 2003-2014.



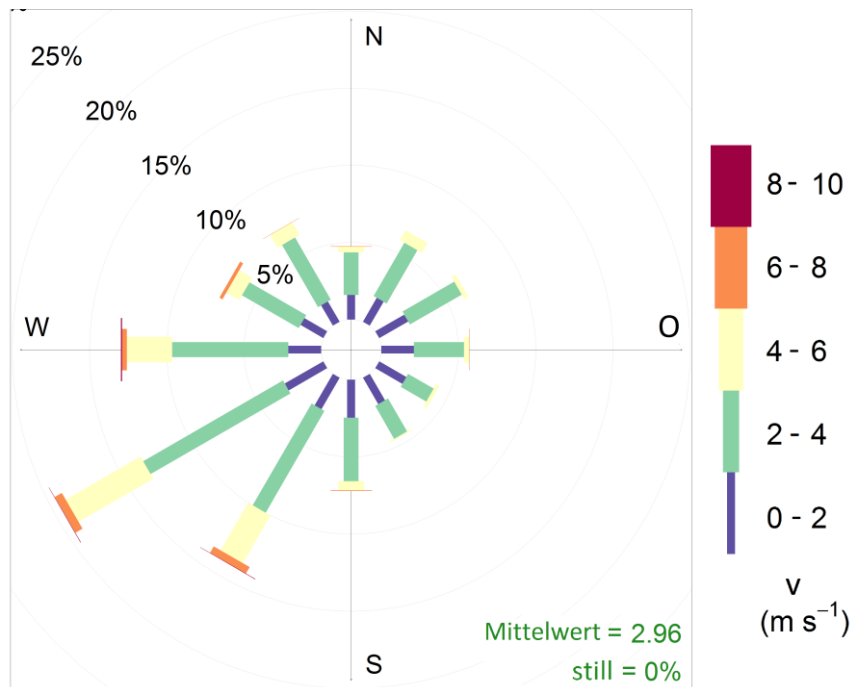
**Abbildung 29:** Windrose mit satellitenbasierter  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration am Standort Berlin Mitte (Brückenstraße) für den Untersuchungszeitraum 2003-2014.



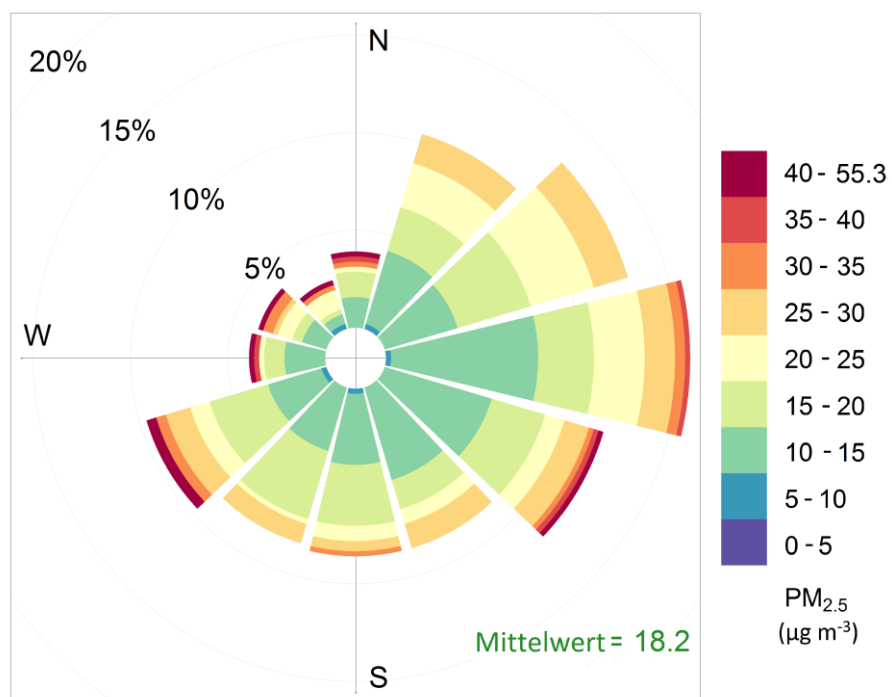
**Abbildung 30:** Windrose am Standort Hamburg Wilhelmsburg für den Untersuchungszeitraum 2003-2014.



**Abbildung 31:** Windrose mit satellitenbasierter  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration am Standort Hamburg Wilhelmsburg für den Untersuchungszeitraum 2003-2014.



**Abbildung 32:** Windrose am Standort Leipzig West für den Untersuchungszeitraum 2003-2014.



**Abbildung 33:** Windrose mit berechneter  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration am Standort Leipzig West für den Untersuchungszeitraum 2003-2014.



# Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere, dass ich die vorliegende Arbeit ohne fremde Hilfe und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Quellen angefertigt habe, und dass die Arbeit in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegen hat. Alle Ausführungen der Arbeit, die wörtlich oder sinngemäß übernommen wurden, sind als solche gekennzeichnet.

Augsburg, den 6. Februar 2017